



Biodiversitet i dyrket skov

Petersen, Flemming Rune

Publication date:
2001

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Petersen, F. R. (2001). *Biodiversitet i dyrket skov*. Skov & Landskab, Københavns Universitet. Skovbrugsserien Nr. 27



Skov & Landskab

Skovbrugsserien
nr. 27 • 2001

Biodiversitet i dyrket skov

Flemming Rune

Rapportens titel

Biodiverstitet i dyrket skov

Forfatter

Flemming Rune (red.)

Udgiver

Skov & Landskab

Serietitel, nr.

Skovbrugsserien nr. 27-2001

Ansvarshavende redaktør

Niels Elers Koch

Dtp

Karin Kristensen

Bedes citeret

Flemming Rune (red.) (2001): Biodiverstitet i dyrket skov. Skovbrugs-serien nr. 27, *Skov & Landskab*, Hørsholm, 2001. 136 s. ill.

ISBN

87-7903-083-1

ISSN

0907-0346

Tryk

Kandrup's Bogtrykkeri, 2100 København Ø

Oplag

1000 eks.

Pris

250 kr. inkl. moms

Forsidefoto

Et tæt anemonetæppe vidner om lang skovkontinuitet og stabile jord-bundsforhold. Boserup Skov, foto: Flemming Rune

Fotos

Paul Christensen, Hans Peter Ravn, Flemming Rune, Henrik Staun, Knud Tybirk

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

I salgs- eller reklameøjemed er eftertryk og citering af rapporten samt anvendelse af Forskningscentrets navn kun tilladt efter skriftlig tilladelse.

Rapporten kan købes ved henvendelse til

DSR Boghandel

Thorvaldsensvej 40

DK-1871 Frederiksberg C

Tlf. 3535 7622

Fax 3535 2790

E-mail dsr-boghandel@dsr-boghandel.dk

Forord

Denne rapport er udarbejdet som et led i arbejdet med at sammenstille, analysere og vurdere eksisterende viden om og erfaringer med biodiversitetens vilkår i de danske skove. Emnet er i sig selv særdeles omfattende og kompliceret, og enhver redegørelse må derfor af naturlige årsager begrænse sig til at udvalgte problemstillinger, der direkte eller indirekte skønnes relevante for fremtidig skovforvaltning og -planlægning.

Redegørelsen fokuserer på den dyrkede skov, inklusive gamle, kulturbetingede driftsformer, men der inddrages stedvis erfaringer og forskningsresultater fra urørt skov. Da design af skovrejsning og biodiversitetens udvikling på agerjord i skovrejsningsforløbet udgør et helt separat forskningsområde uden egentlig tilknytning til strategierne for beskyttelse og udvikling af biodiversiteten i eksisterende skovområder, er skovrejsning kun berørt perifert i denne rapport.

Det må desuden understreges, at teksten kun sammenfatter, strukturerer og anvendeliggør et udvalg af den eksisterende, tilgængelige viden om biodiversitetens vilkår i skovene, og at ikke alle konklusioner nødvendigvis er underbygget af en specifik eller veldokumenteret faglig viden. I en del tilfælde gives anbefalinger til, hvad man bør gøre, *såfremt* man ønsker at sikre eller fremme biodiversiteten inden for særlige områder, men det politiske valg, ”om dette ønskes”, træffes ikke i denne rapport.

Rapportens første del giver en indføring i etiske begrundelser for at sikre biodiversiteten, en præsentation af biodiversitetsbegrebets anvendelse i skovsammenhæng og en kort oversigt over den skovdykningspraksis, der er med til at danne grundlaget for biodiversiteten i skovene.

Rapportens anden del er en gennemgang af fire væsentlige indgreb, der påføres skovøkosystemerne ved dyrkningspraksis: 1) træartsvalget, aldersfordelingen og aspekter af bevoksningssplejen, 2) anvendelsen af pesticider, 3) gødskning, og 4) dræningen af skovlandskabet.

Rapportens tredje del behandler særlige driftstyper, der fremmer et stort naturindhold i danske skove, med udgangspunkt i Naturskovsstrategiens beskrivelse af ”gamle driftsformer”: plukhugstskov, stævningsskov og græsningskov. Hertil kommer egekrat, der udgør en ganske særlig, værdifuld naturtype med fredskovspligt, samt de mindre områder i dyrket skov, nøglebiotoper og andre særlige habitater, der indeholder helt specielle naturværdier.

Arbejdet med redegørelsen blev påbegyndt i en arbejdsgruppe bestående af Peter Friis Møller (Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse), Flemming Skov (Danmarks Miljøundersøgelser) og Flemming Rune (Forskningsscentret for Skov & Landskab). Senere har adskillige andre bidraget med

specialviden på særlige områder. Den endelige sammenskrivning og redigering af materialet er foretaget af Flemming Rune. Hvor der er mere end én forfatter til et kapitel, er navnene anført i alfabetisk orden, uanset omfanget af hver enkelts bidrag.

Redegørelsen skal ses i sammenhæng med de tre samtidige rapporter:

1) *Urørt skov i Danmark – status for forskning og forvaltning* (Emborg et al. 2001), 2) *Naturnær skovdrift – erfaringer, status for forskningen og muligheder i Danmark* (Larsen & Madsen 2001) og 3) *Den biologiske mangfoldighed i skove - status for indsats og initiativer* (Skov- og Naturstyrelsen 2001). En sammenfatning af konklusioner og anbefalinger fra alle fire rapporter kan læses i 4) *Skov og biodiversitet – bidrag til handlingsplan for biologisk mangfoldighed og det nationale skovprogram 2001* (Larsen et al. 2001).

Sammenredigeringen af bidragene og trykning af rapporten er finansieret af Skov- og Naturstyrelsen som en del af det faglige grundlag for udarbejdelsen af en handlingsplan for den fremtidige forvaltning af biologisk mangfoldighed og den samlede skovudvikling i Danmark.

Skov & Landskab

Flemming Rune

Forfatterliste

Rita Buttenschøn, *Skov & Landskab* (FSL)

Morten Christensen, *Skov & Landskab* (KVL)

Christian Gamborg, Center for Bioetik og Risikovurdering (FSL)

Peter Friis Møller, GEUS, Miljø- og Klimahist. Afd.

Flemming Nielsen, SNS, Skovpolitisk kontor

Flemming Rune, *Skov & Landskab* (FSL)

Peter Sandøe, Center for Bioetik og Risikovurdering (KVL)

Flemming Skov, DMU, Afd. f. Landskabsøkologi

Knud Tybirk, DMU, Afd. f. Landskabsøkologi

Indhold

Forord	3
Forfatterliste	4
Indhold	5
Sammendrag - konklusioner og anbefalinger	7
<i>DEL 1 - Skovens biodiversitet som begreb</i>	
1. Biodiversitet og etik	13
1.1 Biodiversitet – et hensyn, der er rykket op på dagsordenen	13
1.2 Hvorfor biodiversitet?	14
1.3 Forskellige slags biodiversitet	16
1.4 Fare for dogmatisme og tilsløring af værdimæssige uenigheder	16
1.5 Konklusion og perspektiver	17
2. Biodiversitet – definitioner og indikatorer	18
2.1 Artsdiversitet som indikator	18
2.2 Gruppering af biodiversitet	19
2.3 Biodiversitet på forskellige niveauer	20
2.4 Tilstødende nøglebegreber	20
3. Skovenes biodiversitet i tid og rum	22
3.1 Biodiversitet på regionalt niveau (landskabsniveau)	22
3.2 Biodiversitet på skovniveau	24
3.3 Biodiversitet på lokalt niveau (bevoksningsniveau)	26
3.4 Biodiversitetens historiske udvikling i de danske skove	27
3.5 Biodiversitetens status i de danske skove	29
4. Videngrundlag og dyrkningspraksis	31
4.1 Viden om biodiversitet i dyrket skov	31
4.2 Skovdyrkningspraksis i Danmark	32
4.3 Skovdyrkningssystemer og biodiversiteten	35
<i>DEL 2 – Skovdyrkningens påvirkning af biodiversiteten</i>	
5. Træartsvalg og aldersfordeling	36
5.1 Naturlig "hjemhørighed"	36
5.2 Træarternes betydning for vandbalance, lys og skygge	38
5.3 Aldersfordelingens biologiske betydning	39
5.4 Træarternes betydning som mykorrhiza-partnere	40
5.5 Træarternes betydning for nedbrydere, stofomsætning mv.	41
5.6 Træarternes betydning i skovens fødekæder	42
5.7 Træarternes betydning for udvalgte organismegrupper	43
6. Pesticider og mekanisk ukrudtsbekæmpelse i skovbruget	45
6.1 Grundlæggende biologiske problemer	45
6.2 Glyphosat og nitrat	47
6.3 Plante- og dyrelivets reaktion på glyphosat og mekanisk jordbehandling	48
6.4 Bekæmpelse af insektangreb	48
6.5 Forventede virkninger af ophørt pesticidanvendelse og alternative ukrudtsbekæmpelsesmetoder	50
6.6 Konklusioner og perspektiver	50

7. Gødskning og atmosfærisk deposition i skovbruget	52
7.1. Gødskning og udvaskning	52
7.2. Atmosfærisk deposition i skove og vådområder	54
7.3. Skovbundsvegetationens og dyrelivets reaktion på gødskning	55
7.4. Mykorrhizasvampenes reaktion på gødskning og atmosfærisk deposition	56
7.5. Konklusion og perspektiver	58
8. Dræning og afvanding i skovbruget	60
8.1. Vandet og biodiversiteten	60
8.2. Skovdræningens baggrund og historie	61
8.3. Ændringer af skovens vandbalance	63
8.4. Vandknaphedens følger for flora og fauna	64
DEL 3 – Særlige driftstyper og beskyttelse af biodiversiteten	
9. Plukhugstskov	66
9.1. Plukhugst som driftsform	66
9.2. Status for plukhugst i Danmark	67
9.3. Plukhugst og biodiversitet	68
9.4. Vedvarende skovdække og biodiversitet	69
9.5. Konklusion og perspektiver	72
10. Stævningsskov	73
10.1. Stævning som driftsform	73
10.2. Stævningsdriftens historie	74
10.3. Stævningsskovenes status	76
10.4. Stævningsdrift og biodiversitet	76
10.5. Konklusion og perspektiver	78
11. Græsningsskov	80
11.1. Græsning som driftsform	80
11.2. Græsningsskovens historie	81
11.3. Græsningsskovens status	83
11.4. Græsningsskov og biodiversitet	83
11.5. Konklusion og perspektiver	87
12. Egekrat	89
12.1. Egekrat som naturtype	89
12.2. Egekrattens historie – fra hede til skov	90
12.3. Egekrattens status	91
12.4. Egekrattens biodiversitet	93
12.5. Egekrattens naturkvalitet	95
12.6. Forvaltning af egekrat	96
12.7. Konklusion og perspektiver	98
13. Nøglebiotoper og særlige habitater	99
13.1. Registrering af nøglebiotoper	100
13.2. Værdien af nøglebiotoper	100
13.3. Særlige habitater	101
13.4. Dødt ved – et nøgleelement	102
13.5. Konklusion og perspektiver	104
Refereret litteratur	105
Stikordsregister	132

Sammendrag

- konklusioner og anbefalinger

Beskyttelse af biodiversiteten udgør en af de største udfordringer i dansk skovbrug gennem de kommende årtier. Skovlovens flersidighedskrav gør det nødvendigt at klarlægge en lang række vanskeligt dokumentérbare sammenhænge mellem skovens dyrkning og biodiversiteten, og efterfølgende at tage konsekvenserne af disse sammenhænge i skovforvaltningen.

Gennem 1990'erne er der sket en revolution i vort biologiske syn på skoven. Det forskningsmæssige grundlag for at udbygge vor viden på afgørende punkter er blevet styrket, og netop i disse år er både det forskningsmæssige og politiske klima gunstigt for at erhverve en del af den ny viden, der er nødvendig for i længden at kunne forene produktionsmæssige, rekreative og miljømæssige interesser.

Vor nuværende viden om skovenes biodiversitet er på mange punkter yderst fragmentarisk, især hvad angår forskellige organismegrupperes spredningsevne og habitatkrav. Vi kender mange økologiske sammenhænge på enkeltfaktorniveau, men der er stadig så mange huller i vor viden, at det ikke er muligt at forstå det komplekse samspil mellem faktorerne. Derfor kan vi ikke forklare den fuldstændige sammenhæng mellem valg af skovdyrkningssystem og den resulterende biodiversitet. En del af den manglende viden vil formentlig kunne tilvejebringes gennem de kommende års forskning i urørt skov.

De danske skoves dræningstilstand har indtil Naturfredningsloven af 1978 langt overvejende tilstræbt en optimering af træproduktionen. Dette har været medvirkende til en stadig stærkere vandstandssænkning gennem 1900-tallet. Fra 1978 er gradvis indført restriktioner for yderligere bortledning af vand. Omfattende restriktioner blev indført i Skovloven 1989, og senest har Naturskovsstrategien i 1994 fastsat principper for mere naturlige vandstandsforhold på de arealer, der er omfattet af strategien. Egentlige vandstandsstigninger har dog kun kunnet dokumenteres for under én procent af det samlede statsskovareal.

Selv om Naturbeskyttelseslovens §3 og Skovlovens §16 overholdes, sikres naturværdierne i skovens vådområder ikke nødvendigvis, da dette mange steder vil kræve et stramt, hydrologisk baseret træartsvalg i vådområdernes tilstrømningsområder. Dette sker ikke i dag, og der er behov for både yderligere viden om mulighederne for at ændre i produktionsskovens vandbalance, samt for en driftsøkonomisk konsekvensanalyse af sådanne ændringer.

Træartsvalget har afgørende betydning for biodiversiteten, både hvad angår det aktuelle træartsvalg og den historiske kontinuitet i træartsvalget. Skift mellem træarter i renkultur er særdeles hæmmende for biodiversitetens udvikling, og der er store forskelle i de enkelte træarters umiddelbare bidrag til skovens fødekæder samt for tilstedeværelsen af naturlige følgearter. Det er dog vanskeligt at foretage en entydig biodiversitetsmæssig værdisætning af

træarterne i forhold til hinanden, da de enkelte organismegrupper tilgodeses indbyrdes forskelligt for hver træart. Vore vigtigste diversitetsskabende skovtræer skal findes blandt de naturligt hjemmehørende træarter, men indførte træarter kan også have en vigtig funktion i skovøkosystemet.

Vore gamle løvskovsområder, hvor vi kan dokumentere kontinuert løvskovsdække tilbage til forhistorisk tid, er i dag ufuldstændigt beskyttet. Det er af afgørende betydning at få defineret disse arealer og pålægge dem nødvendige driftsbegrænsninger, hvis man vil sikre, at de biologiske værdier skabt af den lange kontinuitet ikke går tabt.

Jo større aldersmæssig variation, der er i og mellem skovens bevoksninger, desto flere forskellige levesteder og økologiske nicher vil der findes. En varieret aldersfordeling kan sikre en konstant tilgang af dødt ved, hvis det ikke løbende fjernes gennem skovdriften. Hvis der opstår perioder uden dødt ved overhovedet, vil mange organismer ikke kunne overleve i skovsystemet, men være nødt til at genindvandre, når dødt ved atter findes. Tilsvarende gælder principielt for alle organismer, der er tilknyttet et hvilket som helst aldersstadium i skoven. Denne proces tager tid, og derfor vil mange organismer konstant mangle i en skov uden aldersvariation. Ydermere øger en ringe aldersmæssig variation mellem skovens bevoksninger i perioder risikoen for omfattende stormfald.

Pesticidforbruget i skovbruget må anses for forholdsvis lavt sammenlignet med f.eks. landbruget. I forbindelse med juletræs- og pyntegrøntproduktion medfører pesticider dog en ikke uvæsentlig miljømæssig belastning, der kan reduceres ved udvikling og brug af alternativ bekæmpelse. Man skal imidlertid bemærke, at mekanisk ukrudtsbekæmpelse på mange måder kan påvirke flora og fauna mere end en skånsom pesticidanvendelse. Der findes kun få og ufuldstændige undersøgelser af pesticidforbrugets effekter på biodiversiteten i vore skove, og der bør udføres langt mere udviklingsarbejde for at skabe bæredygtige alternativer til pesticider.

Gødskning i skovbruget foretages først og fremmest i forbindelse med juletræs- og pyntegrøntproduktion, men også stedvist på magre jorder ved nyplantning og foryngelse. Korrekt kompensationsgødskning ved intensive produktionsformer som juletræsproduktion kan muligvis være til gavn for den samlede biodiversitet, men vor viden om sammenhængen mellem biodiversitet og gødskning i skove er meget mangelfuld. Undersøgelser har dog samstemmende vist, at artssammensætningen af både svampe og grønne planter i gamle skovområder ændres radikalt ved gødskning, men at antallet af arter ikke altid reduceres. Bortgødskede arter erstattes ofte af andre (og mindre naturlige) arter. En udjævning af skovens naturlige variation i gødningstilstand vil alt andet lige virke negativt på biodiversiteten.

Der er behov for yderligere beskyttelse af naturværdierne i vore gamle løvskovsområder, som indeholder en del af den vigtigste, naturlige og kontinuitetsbetingede biodiversitet i Danmark. Dette kan ske f.eks. ved arealmæssige træartsbindinger, regulering af dræningstilstand, ingen eller kun skånsom jordbearbejdning, naturlig foryngelse og andre naturnære driftstiltag.

De forvaltningsmæssige redskaber til beskyttelse af skovens mest naturrige tørbundslokaliteter (nøglebiotoper) er udviklet, og der gives tilskud til deres anvendelse i private skove, først og fremmest med en oplysende, pædagogisk og miljøanerkendende funktion. Naturbeskyttelseslovens §3 og Skovlovens §16 foreskriver beskyttelse af en del af skovenes nøglebiotoper, men de naturrige småhabitater på tør bund i skoven er sjældent omfattet af denne beskyttelse. Hvis disse habitater ønskes beskyttet, kan det ske ved, at nøglebiotopregistrering bliver foretaget på alle skovarealer, også statslige.

Den igangværende skovrejsningsproces indeholder på langt sigt et stort potentiale for udvikling af en naturlig og varieret biodiversitet på skov- og landskabsniveau. Der er således mulighed for gradvis at råde bod på fragmenteringen af vort skovareal, for at afprøve naturnære driftsformer og lokalitetsspecifikke skovrejsningsmodeller, for at udvikle en stor rigdom af småhabitater og for at sikre en optimal udvikling af biodiversiteten inden for de flersidighedshensyn, Skovloven foreskriver.

En væsentlig udfordring for skovbruget er, ud over økonomisk og økologisk bæredygtighed, at opnå etisk accept af de pågældende driftssystemer og dyrkningstiltag. Denne accept bunder i individuelle og gruppemæssige værdier og etik. Der er udbredt enighed blandt skovbruget, miljøorganisationerne og befolkningen om, at biodiversitet er godt, og at der skal tages hensyn til bevarelsen af den i skovdriften. Derimod kan der, som i Sverige, være forskel i de bagvedliggende værdimæssige begrundelser. Begrundelserne spænder fra det nytteprægede i forhold til driften til pligten over for fremtidige generationer eller bevarelsen af naturens egenverdi, og det illustrerer spændet mellem menneskecentreret og såkaldt livs- eller økocentreret etik. Det væsentlige er at indse, at viften af holdninger er så bred som skitseret.

Konklusioner om plukhugstskov

En af plukhugstdriftens konsekvenser for biodiversiteten, det vedvarende skovdække (som også kan opnås gennem f.eks. skærmforyngelse), er en vel-dokumenteret forudsætning for mange hundrede plante- og dyrearters overlevelse i skovmiljøet. Det er ikke altid tilstrækkeligt, at tabte levesteder genskabes i de bevoksninger, der følger efter en renaftdrift, da det historiske forløb, herunder skovkontinuiteten, i høj grad er bestemmende for, hvilke organismer, der når at indfinde sig. Organismernes spredningsevne og –mulighed har i den forbindelse afgørende betydning.

Naturskovsstrategiens plukhugstprincipper omfatter en række naturhensyn, der kun i mindre grad tager sigte på vedproduktionen, men som særligt er til gavn for biodiversiteten. At efterlade 5-10 træer til naturligt forfald på plukhugstarealer samt at holde et væsentligt antal træer længere end normal omdriftsalder vil kunne hjælpe med til at bevare bl.a. det særlige fugleliv, der er knyttet til gammel skov, mens renaftdrifter medfører indvandring af helt andre tidlig-successions-arter.

Jordbearbejdning for selvforryngelse foretages især under bøg i de fleste egne af landet, men der foreligger endnu ikke forskningsresultater, der sikkert dokumenterer jordbearbejdningens indflydelse på biodiversiteten. Igangvæ-

rende undersøgelser tyder dog på, at fladeharvning påvirker såvel skovbundens karplanter som mykorrhizasvampe, smådyr og mikroorganismer så voldsomt i flere årtier efter jordbearbejdningen, at det vil vare mange år, førend de hidtidige organismer genindfinder sig – om nogensinde. Naturskovsstrategiens princip om, at jordbearbejdning for selvforryngelse bør begrænses mest muligt og undlades helt, hvor naturforryngelse sker villigt, vil kunne efterleves ved kun at jordbearbejde i smalle striber eller små pletter – hvilket muligvis vil kunne sikre rigelig forryngelse på langt de fleste danske bøgeskovsarealer.

Konklusioner om stævningsskov

Stævning er antagelig den ældste kulturpåvirkning af landskabet, der stadig praktiseres, og stævningsskovene er rimeligvis opstået gennem vedvarende stævning af den oprindelige naturskov. De danner livsgrundlaget for en ganske særlig, kulturbetinget flora og fauna. Deres værdi, både æstetisk og biologisk som ”skovhaver” og som kulturhistoriske mindesmærker, kan ikke bestrides.

Alligevel har mange stævningsskove fået lov at gå til på grund af manglende pleje. Totale eller næsten totale afskovninger er nødvendige med jævne mellemrum for at opretholde den særlige skovtilstand, der giver mulighed for stævningsskovenes særlige flora og fauna, og 75 år uden stævning vil antagelig ødelægge en stævningsskovs naturværdier. ”Overgemte” stævningsskove fra 1940’erne og 1950’erne kan med held stævnes igen.

De produktionsøkonomiske interesser er næppe tilstrækkelige til i længden at opretholde stævningsdriften for private skovejere, selv om en vis flisproduktion er mulig i stævningsskove, og overstandere kan skabe en vis værditilvækst. Jagt, herlighedsværdier og ønsker om naturbeskyttelse vejer langt tungere. En tilskudsordning til stævning (6-10.000 kr./ha) er med til at understøtte opretholdelsen af stævningsdrift, og hvor frivillige aftaler ikke kan etableres, er der mulighed for statslig erhvervelse eller fredning. Mange private ejere af stævningsskov afviser dog tilskud, men foretrækker ”den fri rådighedsret” over skoven. Det er vigtigt, at denne rådighedsret tjener til at beskytte stævningsskovenes naturværdier.

Omhyggelig registrering af stævningsskovenes udbredelse og karakter giver mulighed for overblik, for prioritering og for at opstille målsætninger for den naturmæssige, skovhistoriske og driftsmæssige værdi af stævningsskovene både lokalt, regionalt og nationalt. Såfremt stævningsskovenes flora og fauna særligt ønskes fremmet, anses det for vigtigt at sikre stævningsskove bevaret i samlede, større enheder, frem for med stor geografisk spredning. Derved sikres tilstrækkeligt store arealer med stævningsskov i forskellige faser (ny, ung, moden og gammel stævning), så både lyskrævende og skygetålende organismer tilgodeses.

En formidlings-, informations- og rådgivningsindsats vil kunne øge kendskabet til og interessen for stævningsdrift. Da ejere af ”overgemte” stævningsskove ofte er landmænd eller mindre skovejere, der ikke har skov eller skovdrift som vigtigste aktivitet eller indtægtsgrundlag, vil fremtidig stævnings-

drift derfor i mange tilfælde være betinget af yderligere oplysning. Dette gælder selv i områder og skove, hvor der ellers traditionelt findes en god lokal tradition og forståelse for stævningsdrift.

Konklusioner om græsningsskov

Der er specielt i de seneste par år skabt fornyet fokus på græsningsskoven som en værdifuld driftsform med stor betydning for den biologiske mangfoldighed. Med Naturskovsstrategien er der sikret en fortsat græsningsdrift på statslig græsningsskov. Hertil kommer enkelte fredninger og frivillige aftaler. For at kunne prioritere eller forstærke indsatsen er der dels behov for et overblik over, hvad der er af græsningsskove og de naturværdier, der er knyttet hertil, og dels behov for at skaffe en bedre viden om driftshistorien og betydningen for naturindholdet.

Det tager meget lang tid at retablere græsningsbetingede samfund og graden af reetablering afhænger af, om arterne stadig er til stede. Det er derfor vigtigt, at de skove, der stadig har en pulje af den artsrigdom, der er knyttet til lysåbne græsningsskove, får højest prioritet som fremtidige græsningsskove. Etablering af nye skovgræsninger bør af hensyn til biodiversiteten ske ud fra følgende prioritering:

1. Retablering af skovgræsning i tidligere græsningsskove
2. Udvikling af græsningsskove i græsningslandskaber med mulighed for dynamisk udvikling mellem lysåbne græsgange og skov
3. Etablering af græsning i andre skove, f.eks. skove til overvejende rekreative formål

Skovgræsning kan måske udvikles som nicheproduktion i forbindelse med særlige kødprodukter med vægt på dyrevelfærd og naturindhold, men med de nuværende pris- og markedsforhold forudsætter en udvidelse af skovgræsning på privatejede arealer tilskud eller andre former for incitamenter.

Konklusioner om egekrat

Egekrattene er en vigtig naturtype, der har karakter af kulturhistoriske mindesmærker, da de er skabt af mange generationers vedholdende, men sjældent særlig planlagte drift. De tre driftstyper repræsenteret i Naturskovsstrategien er alle praktiseret i egekrat: plukhugst, stævning og græsning, og egekrattene kræver fortsat pleje eller drift med de kulturhistorisk autentiske driftsformer for at bestå. Ønsker man at vise spændvidden i den kulturhistoriske påvirkning, bør nogle dog overlades til fri succession.

Vi har de klassiske trusselbilleder mod egekrattene, som vi kender fra de fleste naturtyper: fragmentering, isolering af bestande, næringsstofberigelse, indvandring af eksotiske arter og tilgroning. Men samtidig har egekrattene et fortællepotentiale ved at eksistere på trods.

Der er gennem årene taget mange initiativer til at beskytte egekrattene, men som helhed er de kun ret sporadisk undersøgt med hensyn til jordbund, flora, fauna og svampe. En øget viden om egekrattenes naturforhold og forvaltningsmuligheder vil være nødvendig for at sikre biologiske og kulturhistoriske vidnesbyrd, der findes i danske egekrat.

Konklusioner om nøglebiotoper og særlige habitater

De levesteder for dyr og planter, der har vanskeligt ved at eksistere ved almindelig drift af skovarealerne, kan kun bevares gennem en særlig indsats. I intensivt dyrkede, danske skove er de særlige naturværdier ofte sammentrængt i relativt små biotoper. Den mest frugtbare tilgang til naturbeskyttelsen i private, danske skove vil antagelig være at øge kendskabet til småbiotopernes naturværdier gennem oplysning og registrering og lade de nødvendige driftshensyn og eventuel pleje ske ad frivillighedens vej.

Skovbrynene indtager en særstilling ved både at kunne indeholde store naturværdier og samtidig kunne yde skovklimaet beskyttelse til gavn for skovens vækst og sundhed. Derfor skal der tages ganske særlige hensyn ved hugstbegrænsninger i skovbrynet, begunstiggelse af eksisterende brynbuske og –træer, ingen indplantning af eksoter og størst muligt hensyn ved marksprøjtning på tilstødende arealer. Vejkanter og naturlige lysninger i skoven har ligeledes behov for beskyttelse, hvis de særlige naturværdier, der er opstået, skal bevares. Dette må man især være opmærksom på ved kulturetablering, udkørsel af effekter, og hvor der lægges særlig vægt på de rekreative værdier i skoven.

Mængden af det døde ved i vore skove er generelt stærkt begrænset i forhold til urskovsagtig kov, men er et af de vigtigste levesteder for mange af de organismer, der netop er knyttet til sammenbrudsfasen i skovens livscyklus. Dødtvedshabitater er derfor afgørende for at opnå en rig og varieret biodiversitet, men deres ideelle størrelse og indbyrdes afstand kendes endnu ikke. Der er et stort behov for yderligere forskning for at kunne afgøre, hvorvidt få store eller mange små habitater yder biodiversiteten de bedste overlevelsesmuligheder.

DEL 1 - Skovens biodiversitet som begreb

1. Biodiversitet og etik

Christian Gamborg, Peter Sandøe

Vi vil i dette kapitel se på begrebet biodiversitet ud fra fire synsvinkler:

- det øgede hensyn til biodiversitet i den dyrkede skov
- begrundelserne for at sikre biodiversitet
- forestillingerne om hvad biodiversitet egentlig er
- faren for dogmatisme og tilsløring af værdimæssige uenigheder

Vores hovedbudskab er, at begrebet biodiversitet lægger op til en diskussion af, hvad det er for en natur, der skal fremmes i forvaltningen af de danske skove.

1.1 Biodiversitet – et hensyn, der er rykket op på dagsordenen

I mange skove i Danmark består den overordnede forvaltningsstrategi i flersidig drift frem for en opdeling af funktioner i forskellige zoner. Hermed skal der også tages flere og ofte forskelligartede hensyn i den dyrkede skov. Udfordringen består både i at fastholde skovens værdiskabende og værdibærende funktion (Gamborg, 1998). Et af de hensyn, som har vundet en mere fremtrædende plads i forbindelse med planlægningen og driften af de dyrkede skove i de senere år, er hensynet til biodiversitet.

I Danmark og i resten af Europa har langt størstedelen af skovene været udsat for en meget stor menneskepåvirkning og indgår i en form for dyrkningspraksis. Holdningerne til skovbruget forandres løbende som følge af ændringer i bl.a. demografiske strukturer og velfærdsniveau (List, 2000). Desuden er mange af skovbrugets hidtidige målsætninger, såsom produktions-, produktivitet- og arealforøgelse, i udstrakt grad nået. Denne ændring i realiteter og holdninger har bevirket nye politiske målsætninger for skovene (Gamborg, 1999).

Der er sket et skift fra en målsætning om vedvarende produktion af tømmer til en målsætning om forvaltning, hvor andre hensyn end de rent produktionsmæssige og økonomiske prioriteres i stigende omfang. Nye skovlove i Danmark (1989, med ændringer i 1996), Finland (1990), Norge (1976 med skærpende i 1992) og Sverige (1993) udstikker retningslinierne for en flersidig og bæredygtig skovdrift.

I den efterhånden temmelig omfattende miljøetiske litteratur har spørgsmålet om bevaring af biodiversitet også været debatteret, men hovedsageligt i

forhold til naturskov og beskyttede områder (Elliot, 1995; Des Jardins, 2000). I mindre grad har hensynet til biodiversitet på linie med f.eks. produktionsmæssige hensyn i den dyrkede skov været genstand for analyse og diskussion.

Et væsentligt spørgsmål i den sammenhæng er, hvad det er, man vil fremme og med hvilke begrundelser? For at besvare dette spørgsmål er det nødvendigt at se på det værdimæssige grundlag for at sikre biodiversitet.

1.2 Hvorfor biodiversitet?

Begrundelserne for at sikre biodiversitet spænder fra nytteorienterede til bredere moralske argumenter. Som udgangspunkt kan man forstå den øgede hensyntagen til biodiversitet i den dyrkede skov ud fra en simpel nyttebetragtning. Biodiversitet som en samlebetegnelse for variationen på genetisk, arts- og økosystemniveau kan være til direkte eller indirekte gavn i bl.a. økonomisk forstand i skovbrugssammenhæng.

Bevarelse af den genetiske diversitet kan i et skovbrug, som hovedsageligt bygger på vildformerne i kombination med forædlede arter, f.eks. være med til at sikre, at der til stadighed kan findes træer, der er modstandsdygtige over for udbredte sygdomsangreb (f.eks. lærkekræft og elmesyge). Desuden udgør den genetiske diversitet en mulig ressource i tilfælde af, at nye krav og ønsker til skovbruget skulle dukke op.

De skiftende krav og ønsker til skovbruget er også et argument for, hvorfor det kan være nyttigt at bevare variationen på arts- eller habitatsniveau. Skovenes øgede rekreative funktion, der netop styrkes af denne variation, er et eksempel på dette (f.eks. Jensen & Koch, 1998). En fremtrædende begrundelse for øget hensyntagen til biodiversitet er, at biodiversiteten har betydning for stabiliteten af skovene. I meget forenklet form er argumentet, at mere diverse skove er mere stabile i forhold til vind, skadevoldere og andre såkaldte stresspåvirkninger (se f.eks. Larsen 1997). Derfor vil det af bl.a. økonomiske grunde i sidste ende kunne betale sig at tage hensyn til biodiversiteten i de dyrkede skove.

Men for mange mennesker udtrykker disse betragtninger ikke det væsentlige i forbindelse med, hvorfor der skal tages øget hensyn til biodiversitet. Nogle opfatter det måske ligefrem som forkert overhovedet at stille spørgsmålstejn ved denne sikring af biodiversitet og tager det for givet, at biodiversiteten skal sikres. Der er tydeligvis noget andet på spil end en betragtning om mere eller mindre gavn for skovbruget. En fremtrædende holdning er, at vi har en forpligtelse til at sikre biodiversiteten for at mindske forarmelsen af naturen. Vi skal i videst muligt omfang beskytte mangfoldigheden. Dvs. med de øgede evner til at udnytte og ændre naturen melder der sig også et ansvar for disse handlinger.

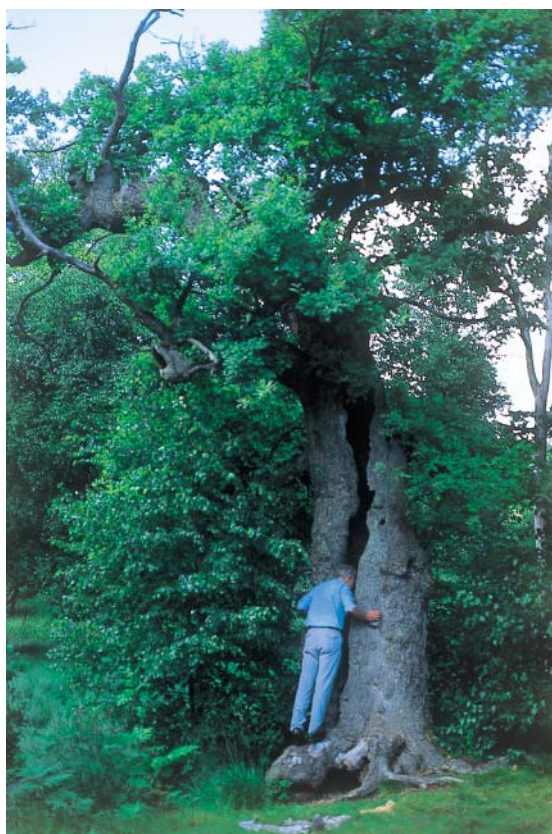
Tidligere blev denne holdning oftest taget til udtryk for en religiøs opfattelse, f.eks. et kristent livsyn, hvor vi er sat til at varetage naturen med ansvar

over for Gud. Men pligten eller følelsen af pligt til at bevare biodiversitet er også blevet begrundet på anden vis i de senere år. Ifølge bæredygtighedstankgangen har vi en forpligtelse over for de kommende generationer til at forsøge at sikre biodiversiteten, så de også har mulighed for at opfylde deres behov, hvad end de så måtte være.

En anden opfattelse, der er ved at vinde større indpas, er, at vi har en pligt at sikre biodiversiteten af hensyn til naturens såkaldte egenverdi. Her er der tilsyneladende et natursyn på spil, som adskiller sig væsentligt fra det, som ligger til grund for overvejelser om nytte og gavn. Vi skal bevare biodiversiteten for "naturens egen skyld". Men i forhold til forstligt dyrket skov kan dette synspunkt give problemer, hvis alle former for biodiversitet, inklusive patogene organismer, dermed har samme krav på beskyttelse.

Det kan dog også være tilfældet, at en henvisning til bevarelse af biodiversitet for dens egen eller naturens skyld dækker over en bredere opfattelse af, hvad der er gavnligt og betydningsfuldt for mennesker (se f.eks. Jensen, 1994). Udover materielt forbrug har vi ifølge denne opfattelse også behov for f.eks. at leve i naturskønne og varierede omgivelser eller at bevare særprægede eller sjældne arter.

At der er mere end én begrundelse for, hvorfor vi skal tage øget hensyn til biodiversitet i dyrket skov, er for nylig blevet påvist i en svensk undersøgelse (Jensen, 1998). Skovbrugserhvervet, skovforskningen og miljøbevægelserne er enige om, at biodiversitet er godt, dvs. bevarelsen af den er værd at tage hensyn til i skovdriften. Men det sker ud fra vidt forskellige grunde, som det netop er skitseret, baseret på forskellige syn på naturen og brugen af den.



Figur 1. Er det denne form for natur, der skal fremmes i forvaltningen af de danske skove? Den gamle eg har tydeligvis passeret grænsen for umiddelbar brugsværdi, men rummer andre værdier, som vi finder vigtige at sikre. Foto: H. Staun – Ganløse Ore.

1.3 Forskellige slags biodiversitet

Biodiversitet er som nævnt et udtryk for variationen i naturen på forskellige niveauer. Til at måle denne variation er der udviklet forskellige indikatorer. En af disse er brugen af de såkaldte rødlistes, som er med til at registrere biodiversitet særligt på artsniveau. I rødlistesammenhæng skal biodiversitet forstås som et relativt begreb i den forstand, at det altid skal tydeliggøres i forhold til bl.a. organisationsniveau, geografisk område, udryddelsesårsag og grad af menneskelig påvirkning (Agger & Sandøe, 1998). Desuden skelnes mellem forskellige former for diversitet, noget anses for værdifuldt, andet for trivielt eller ligefrem negativt.

Særlig vægt tilægges de arter, der er sjældne eller udryddelsestruede. Dette gælder også, selv om den pågældende art ikke er del af den såkaldt oprindelige flora eller fauna. Dermed bliver der både lagt vægt på den biodiversitet, der udgøres af naturligt hjemmehørende arter og af de tidligere indførte, indslæbte eller genindførte arter. Disse sidstnævnte arter betragtes på linie med det mere oprindelige artsudvalg, fordi de har været her i længere tid. Bidraget til mangfoldigheden fra arter, som er indført i de seneste hundrede år, er i mindre udstrækning af interesse uanset deres eventuelle evne til at klare sig i et skovøkosystem eller til at være til nytte for skovbruget.

Der er altså en skelnen mellem biodiversitet, der opfattes som ”naturlig” og biodiversitet, der opfattes som ”kunstig” eller i hvert fald mindre naturlig. Lægger man udelukkende vægt på den ”naturlige” biodiversitet, kan det tolkes som udtryk for et historisk syn på naturen, hvor begreber som oprindelig og ægthed (autenticitet) spiller en væsentlig rolle. I modsætning hertil kunne man tale om et funktionsorienteret syn på naturen, hvor det væsentlige er de givne arters funktionsduelighed, f.eks. i økologisk eller produktionsmæssig forstand.

Prioriteringslister over sikring af biodiversitet ud fra disse to skitserede opfattelser ville næppe være sammenfaldende. Det afgørende i denne sammenhæng er, at man erkender, at der bag vurderinger af biodiversitet gemmer sig en etisk diskussion af, hvilken natur man ønsker fremmet.

1.4 Fare for dogmatisme og tilsløring af værdimæssige uenigheder

Begrebet biodiversitet kan bruges på meget dogmatisk vis, hvor det lægges til grund, at der er én ”rigtig” opfattelse af naturen og af biodiversitet. Faren ved denne anvendelse er, at det kan være med til at tilsløre værdimæssige uenigheder frem for at lægge dem frem til diskussion (Gamborg & Sandøe, 2000). Herved får man ikke afmystificeret, hvorfor ”naturlig” biodiversitet samt nogle former for kulturbetinget biodiversitet opfattes som væsentlige og værdifulde bidrag til den danske skovnatur, mens andre former sat lidt på spidsen betragtes som eksempler på ”forurening” og ”forfalskning”.

Begrebet biodiversitet kan dermed nemt ende med at komme til at fungere som en effektiv stopklods for diskussionen om prioritering i naturbevaringssammenhæng og fortsat brug af skoven og landskabet generelt.

1.5 Konklusion og perspektiver

Der er tilsyneladende udbredt enighed blandt skovbruget, miljøorganisationerne og befolkningen om, at biodiversitet er godt, og at det er væsentligt, at der skal tages øget hensyn til sikringen af den i skovdriften.

Derimod kan der være forskelle i begrundelser for denne opfattelse. Begrundelserne spænder vidt fra de mere nytteprægede aspekter samt pligten over for fremtidige generationer til holdninger vedrørende naturens egenverdi. Det væsentlige er at indse, at viften af holdninger er så bred som skitseret. Det viser behovet for en åben etisk diskussion af, hvilken grad af hensyn der skal tages til sikring af biodiversitet i forhold til andre hensyn i et flersidigt skovbrug.

På et tidspunkt, hvor en væsentlig udfordring for skovbruget er at opnå og fastholde socio-økonomisk og økologisk bæredygtighed, er det vigtigt, at der er etisk accept af driftssystemer og dyrkningstiltag fra berørte parter. Denne accept forudsætter, at den knyttes til værdier, som er bredt anerkendte. I forbindelse med sikringen af biodiversitet i de dyrkede skove bør det i stigende grad erkendes, at biodiversitet i lighed med bæredygtighed er så rummeligt et begreb, at det let bliver brugt på en måde, så de afgørende værdimæssige uenigheder tilsløres frem for at blive lagt frem til diskussion.

2. Biodiversitet – definitioner og indikatorer

Peter Friis Møller, Flemming Rune & Flemming Skov

Biodiversitet eller biologisk mangfoldighed er et komplekst begreb. Det opstod i USA i midten af 1980'erne i forbindelse med formaliseringen af videnskabsgrenen 'conservation biology', der har til formål at udvikle principper og redskaber til beskyttelse af biologisk diversitet (Soulé 1985, Takacs 1996). En af de tidligste definitioner af biodiversitet, der både omfatter mangfoldigheden af gener, arter og økosystemer, blev foreslået af Norse et al. (1986).

FN-konventionen om biologisk mangfoldighed fra 1992 definerer begrebet således: „*Ved biologisk mangfoldighed forstås mangfoldigheden af levende organismer i alle miljøer, både på land og i vand, samt de økologiske samspil, som organismerne indgår i. Biologisk mangfoldighed omfatter såvel variationen inden for og mellem arterne som mangfoldigheden af økosystemer*“ (Skov- og Naturstyrelsen 1995). FN-konventionens definition af biologisk mangfoldighed er meget rummelig, hvilket samtidigt gør det umuligt at beskrive alle begrebets facetter med en enkelt parameter eller tal.

Den grundlæggende enhed - eller byggesten om man vil - i biodiversitetsbegrebet udgøres af det enkelte gen. Genpuljens diversitet og kvalitet har afgørende betydning for variationen inden for den enkelte art og dermed dens evne til at tilpasse sig ændringer i omgivelserne. Da generne kun vanskeligt lader sig tælle, anslås biodiversiteten derfor ved brug af forskellige *indikatorer*.

Hvis man således antager en lineær sammenhæng mellem f.eks. antallet af arter og antallet af genpuljer, kan artsantallet bruges som en indikator for biodiversitet. Der er ligeledes påvist en sammenhæng mellem antallet af arter i et landskab og antallet af habitater. Dvs. at habitatdiversiteten også kan bruges som et (groft) mål for biodiversiteten. Graden af præcision falder, jo højere man bevæger sig op i skala fra genetisk diversitet over artsdiversitet til habitat- eller økosystemdiversitet.

2.1 Artsdiversitet som indikator

Antallet af arter er den hyppigst anvendte og oftest også den eneste kilde til information om et økosystems biodiversitet. Man må dog gøre sig klart, at det er en uhyre forenkling at sætte lighedstegn mellem artsdiversitet og biodiversitet.

Høje eller stigende artsantal betragtes ofte som noget positivt, men er i sig selv ikke nødvendigvis en kvalitet. Artsantal skal altid tolkes og tages med forbehold. Stor artsdiversitet er udtryk for mange, forskellige forhold herunder for eksempel forurening, forstyrrelse eller stor kulturpåvirkning. Det er endvidere vigtigt at bemærke, at nogle økosystemer har et naturligt lavt artsantal.

2.2. Gruppering af biodiversitet

Der er i Danmark tradition for at forvalte biodiversiteten på artsniveau. Enkeltarter som f.eks. odder, urfugl eller fruesko overvåges, og der laves planer til sikring af deres beskyttelse.

Forvaltningen af biodiversitet i en større sammenhæng bliver imidlertid ofte svær at overskue, hvis den skal tage udgangspunkt i enkeltarter. Man bruger derfor at opdele arterne i grupper efter en lang række forskellige kriterier afhængigt af den konkrete teoretiske eller forvaltningsmæssige problemstilling, som skal analyseres eller løses:

- Taksonomi (f.eks. grupper som svampe, laver, karplanter, pattedyr, insekter, etc.)
- Habitatkrav (f.eks. grupperet i forhold til levestedrt som sumpskog, egeskov, nåleskov etc.)
- Struktur (f.eks. træer, buske eller urter)
- Funktion (gruppering af arter som nedbrydere, parasitter, fotosyntetiserende, kødædende, bestøvere, frøspredere, etc.)
- Historie/kulturhistorie (oprindelige arter, indførte arter, arter tilknyttet en bestemt arealanvendelse)
- Biogeografi (endemer, udbredelsestyper (nordlig, sydlig, oceanisk, etc.)
- Hyppighed/dominans (almindelige, sjældne eller truede arter)
- Værdi for mennesket såvel økonomisk (nyttige eller skadelige arter) som emotionelt (populære eller upopulære arter).

Ovenstående inddeling efter forskellige kriterier medfører selv sagt ikke en skarp adskillelse, idet de forskellige inddelinger og grupperinger ofte er indbyrdes overlappende. Hertil kommer, at man oftest ikke kan sige noget generelt om de økologiske krav hos arterne i en gruppe. Det betyder, at man ikke kan give generelle retningslinier for forvaltningen af disse grupper.

For eksempel kan man ikke forvente, at en forvaltningsstrategi vil virke på samme måde for alle sjældne arter eller for alle insekter. En sammenhængende strategi for forvaltningen af den samlede biodiversitet må derfor nødvendigvis indebære en lang række kompromiser.

2.3. Biodiversitet på forskellige niveauer

Et andet forhold, som er af afgørende betydning ved anvendelse af artsdiversitetsbegrebet, er overvejelsen af, hvilken skala begrebet anvendes på. Når man taler om skov, kan man typisk skelne mellem:

- *Regional artsdiversitet*. Antallet af arter, der findes i et landskab, svarer til „artspuljen“ for et givent område. Det vil med andre ord sige, de arter, der potentielt, vil kunne være til stede i en given skov.
- *Artsdiversitet på skovniveau*. Antallet af arter i en skov. Et højt antal er ikke nødvendigvis ensbetydende med stor kvalitet. Højt artsantal kan skyldes at skoven f.eks. på grund af kulturpåvirkning er forskelligartet og derfor indeholder mange arter.
- *Lokal artsdiversitet*. Antallet af arter, der findes inden for f.eks. en skovbevoksning. Antallet er kraftigt påvirket af det dyrkningssystem, der er valgt, og antallet af levesteder som følge heraf.

Denne niveaudeling af biodiversiteten behandles nærmere i det følgende kapitel.

2.4. Tilstødende nøglebegreber

Selv om biodiversitet kan synes relativt klart defineret i forhold gener, arter og habitater, og der findes metoder til gruppering af arter for at lette overskueligheden og biodiversitetsbegrebets operationelle anvendelse, så kan genetisk diversitet, arts- og habitatdiversitet i praksis ikke stå alene i en vurdering og analyse af biologisk mangfoldighed. Eksempler på dette er nøglebegreber som *vildhed*, *kontinuitet* (vedvarighed), *ægthed* (autenticitet) og *oprindelighed*, der ofte er bragt i fokus i debatten om og analysen af biodiversitet.

Vildhed (naturlighed) kan defineres som resultatet af selvforløbende processer i miljøet. Nogle forskere anerkender menneskets handlinger som en del af disse processer (f.eks. Maser 1990), mens de fleste nok anser menneskets handlinger som en modsætning til de selvforløbende processer.

Kontinuitet (vedvarighed) er et udtryk for, hvor konstant et område opretholder særlige habitater. I danske, dyrkede skove er naturlig foryngelse og kontinuitet i træbestanden udlagt som et udtryk for den generelle habitatkontinuitet (bl.a. Møller 1997), og dette har været et centralt element i definitioner og prioriteringer i Naturskogsstrategien (Miljø- og Energiministeriet 1994a).

Ægthed (autenticitet) koncentrerer sig om f.eks. en skovtypes nuværende tilstand. Dudley (1996) definerede fire vigtige elementer i skoves ægthed: 1) artssammensætningen af træer og andre arter, 2) mønsteret for strukturel variation, 3) arternes funktion, og 4) skovens gendannelsesproces. Autenticiteten kan kun bedømmes ud fra et forhåndskendskab til, om en tilstand er

konstrueret eller ej. En granplantage kan udmærket være autentisk, fordi den præcis er, hvad den giver sig ud for at være, mens en "naturskov" med varieret struktur kan være uautentisk, hvis der er hugget og måske plantet med det ene formål at efterligne naturen.

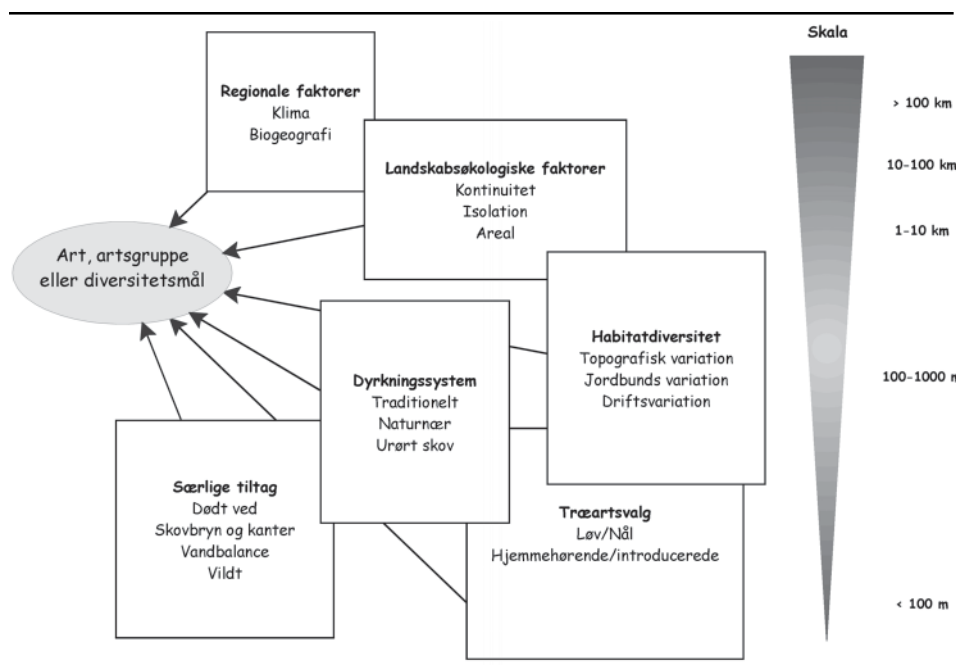
Oprindelighed benyttes om noget uforandret eller naturligt hjemmehørende. Skov er en oprindelig naturtype i Danmark, men en skovs oprindelighed afhænger af, hvorvidt den er selvetableret og har oprindelig jordbund og vandbalance. Naturligt hjemmehørende arter og arter, som indvandrer af sig selv i nutiden, må betragtes som oprindelige.

Konkret har der bl.a. været arbejdet med disse begreber i et netop afsluttet naturkvalitetsprojekt (Nygaard et al. 1999).

3. Skovenes biodiversitet i tid og rum

Peter Friis Møller & Flemming Skov

Skovøkosystemet og dets indhold af biologisk mangfoldighed styres af utallige faktorer, der opererer på forskellig skala i tid og rum (figur 2). Menneskets påvirkning af skovens struktur gennem en aktiv skovforvaltning, har afgørende indflydelse på skovmiljøet og dets artssammensætning. Det er dog væsentligt at gøre sig klart, at mange andre forhold end den aktuelle skovdriftsform har betydning for tilstanden og udviklingen af den biologiske mangfoldighed. Før man i et skovområde påvirker eller forsøger at tilgodese biodiversiteten gennem driftstiltag, er det derfor vigtigt at tage hensyn til de ”ydre rammer”, som en konkret skovforvaltning opererer indenfor. Rammerne kan, som nævnt i afsnit 2.3., anskues på forskellige niveauer.

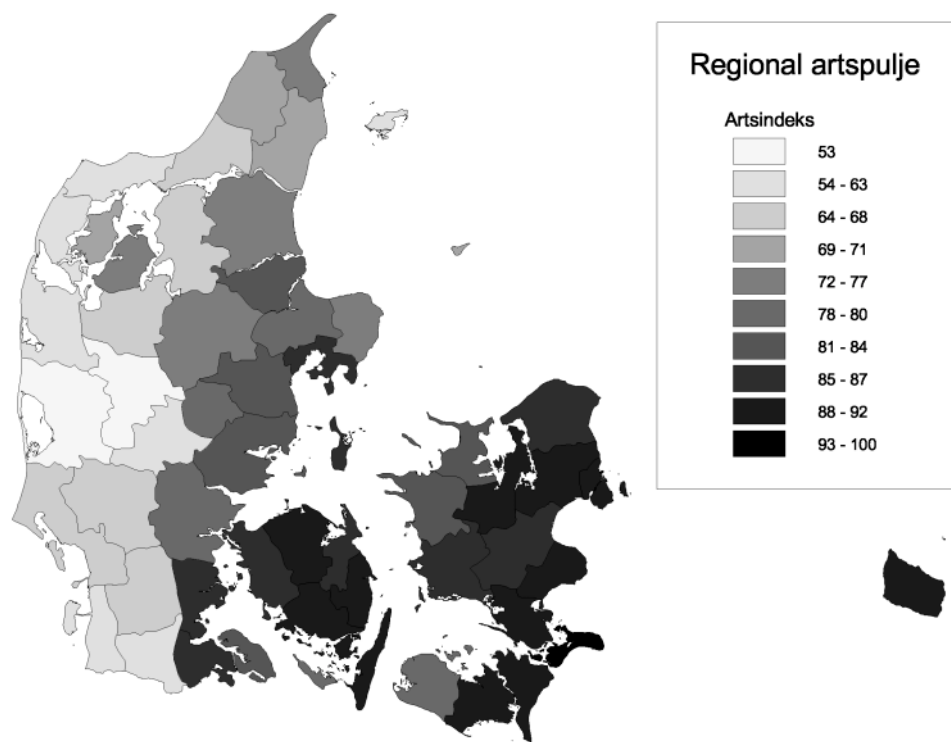


Figur 2. Skematisk fremstilling af biodiversitetens vilkår i tid og rum.

3.1. Biodiversitet på regionalt niveau (landskabsniveau)

Arterne og dermed biodiversiteten er ikke jævnt fordelt i Danmark. På grund af historiske, klimatiske eller geologiske forhold har nogle egne af landet et potentielt højere antal arter end andre.

Nogle områder har således en højere regional artspulje end andre. Den regionale artspuljes størrelse afspejles i den enkelte skov. Sammenlignes to elers nøjagtig ens skove, vil man kunne forvente en højere diversitet i den af de to skove, der ligger i området med den højeste regionale artspulje.



Figur 3. Den regionale artspuljes fordeling for skovplanter i Danmark (baseret på optællinger i TBU-distrikter). Figuren viser, at den højeste artspulje findes på Møn (index = 100). Nær Ringkøbing kan man kun forvente at finde en artspulje på ca. det halve (index = 53).

Det er ikke kun antallet af arter, der er forskelligt fra landsdel til landsdel. Også artssammensætningen varierer, og hver region vil have sine typiske arter.

Den nutidige overordnede fordeling af biodiversitet i Danmarks skove kan til dels forklares ud fra klimatiske og geologiske gradienter. Der er her især tale om nedbørsgradienten fra Midtjylland til Storebæltsområdet, om den oceaniske-kontinentale gradient fra Vestjylland til Bornholm, og om forskellige geologiske gradienter og jordbundsgradienter (grundfjeld, kalk, rig såvel som fattig tørv, sand og ler).

Den biologiske mangfoldighed er et produkt af de forudgående årtusinders naturudvikling, herunder i stigende grad direkte og indirekte samspil mellem menneske og natur. I skovsammenhæng er træarterne, skovsamfundene og de tilhørende og tilknyttede arter og deres indvandnings- og udviklingsmuligheder i sagens natur helt centrale. Den historiske baggrund er derfor væsentlig at kende og inddrage i forvaltningen.

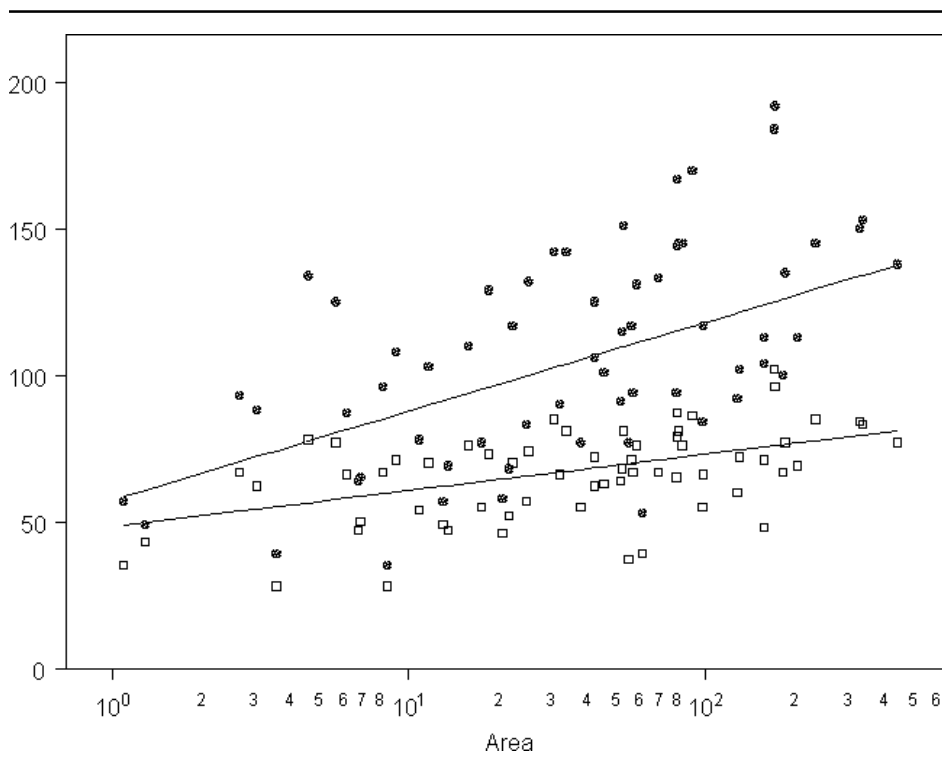
Biodiversitetens historiske udvikling i de danske skove er nærmere behandlet i afsnit 3.4.

3.2. Biodiversitet på skovniveau

Arealet og habitatdiversiteten er måske de to vigtigste faktorer, der er bestemmende for en skovs artsdiversitet. I klassisk biogeografi har man længe kendt relationen mellem et givent områdes størrelse og det antal arter, man kan finde der. Sammenhængen er logaritmisk og udtrykkes som

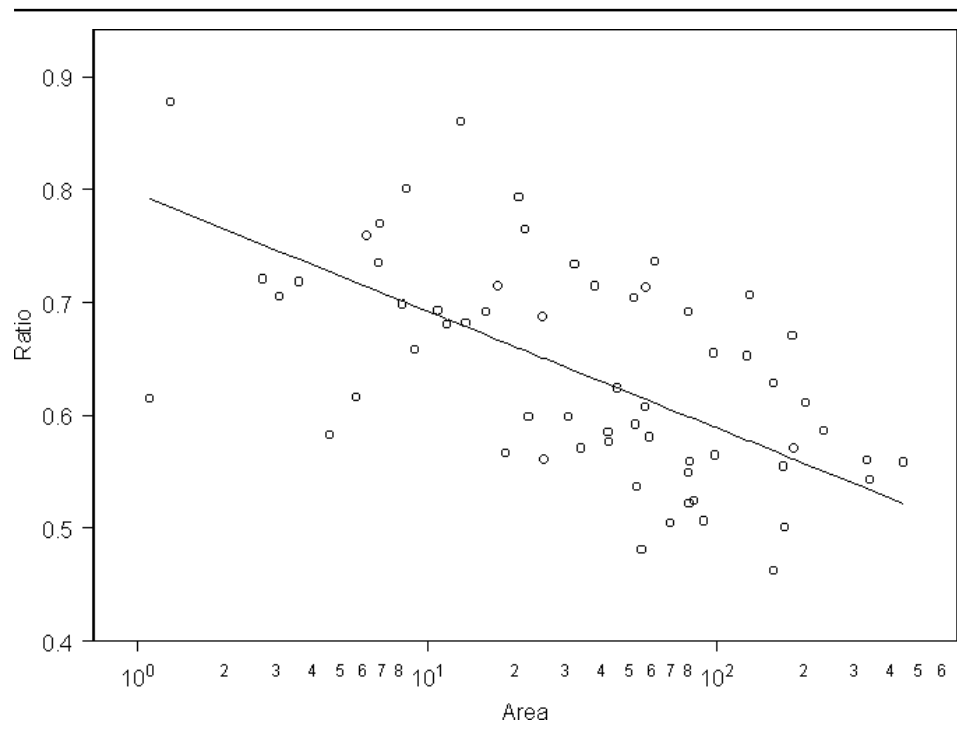
$$S = c A^z$$

hvor S er artsantallet, A er arealet, og c og z er konstanter. Et eksempel herpå er vist i figur 4.



Figur 4. Sammenhængen mellem arealet på 62 østjyske skove og A) det totale antal plantearter (øverste linie) og B) antallet af egentlige skovarter, der er fundet i dem (nederste linie). Figuren viser, at der er en lineær relation mellem areal og artsantal i et logaritmisk plot (Lawesson et al. 1998).

Sammenhængen illustreret i figur 4 er ikke entydig, idet arealeffekten vanskeligt kan adskilles fra det faktum, at større skove som oftest også indeholder flere habitater end små skove. Når antallet af habitater øges, vil artsantallet også øges, idet der bliver plads til arter med anden økologisk profil. Denne effekt er illustreret i figur 5.



Figur 5. Sammenhængen mellem skovarter og totalt antal arter i de samme 62 skove som i figur 4. Figuren viser en tydelig negativ tendens og viser tydeligt, at større skove har flere ikke-skovarter, hvilket sandsynligvis skyldes større habitatdiversitet (Lawesson et al. 1998).

En habitat er en bestemt organismes levested inden for en biotop. Størrelsen af habitat (levestedet) vil afhænge af bl.a. organismens størrelse, økologi og livsrumskrav. Et levested (en habitat) kan f.eks. være en granitsten på skovbunden, et stykke dødt ved i en bestemt dimension og nedbrydningsstilstand, et bestemt træ osv. Jo flere levesteder (habitater) en skov eller bevoksning rummer, desto flere arter vil den kunne rumme. En skovs biodiversitet vil med andre ord hænge sammen med antallet af habitater og fordelingen af disse habitater i tid og rum.

Skovens struktur - både på skovniveau og bevoksningsniveau har stor betydning for udbuddet af levesteder. Den samlede strukturelle variation eller spændvidde inden for et område, herunder bl.a. den topografiske, vandstandsmæssige og jordbundsmæssige, men også driftsbetingede variation, vil således have meget stor betydning for den biologiske mangfoldighed i området. Visse habitater er nogenlunde permanente, mens andre er betinget af dynamikken i skoven.

Traditionel højskovsdrift er f.eks. karakteriseret ved en forholdsvis grovkornet mosaik af ensartede bevoksninger, der til gengæld er indbyrdes meget forskellige (monokulturer af bøg, eg, nål og åbne områder). En vestjysk nåltræsplantage er også et eksempel på en grovkornet mosaik, hvor der til gengæld kun er lille forskel på de enkelte bevoksninger.

I det naturnære skovbrug, der baseres på naturlig foryngelse, vil man tilstræbe en meget finkornet mosaik med et kontinuert skovdække. Det vil måske

resultere i en mindre spændvidde i habitatdiversitet sammenlignet med traditionel højskovsdrift, men til gengæld med større kontinuitet i skovdækket. Vi formoder, at man i gammel urørt skov ville kunne finde kombinationen af en finkornet mosaik og høj habitatdiversitet, såfremt den naturlige dynamik og heterogenitet var til stede. De angivne skoveksempler og deres karakteristika i forhold til habitatdiversitet og mosaikstruktur er givet i tabel 1.

Tabel 1. Eksempler på skove med høj og lav habitatdiversitet, henholdsvis fin- og grovkornet mosaikstruktur.

	Finkornet mosaik (< 0,5 ha)	Grovkornet mosaik (> 0,5 ha.)
Høj habitatdiversitet på skovniveau	Gammel urørt skov med naturlig dynamik og heterogenitet	Traditionel højskovsdrift med renafdrifter
Lav habitatdiversitet på skovniveau	Naturnær skovdrift, hvor man tilstræber et kontinuert skovdække	Nåletræsplantage med pyntegrønt og juletræer.

Tilgængelige undersøgelser peger på, at en skov med en grovkornet mosaik og lav habitatdiversitet vil være kendetegnet af en lav biodiversitet, hvis kvalitet selvfølgelig vil afhænge af, om der er tale om et egekrat eller en sitkagranplantage. Skove drevet efter traditionel højskovsdrift kan ofte være meget artsrige, specielt hvad angår karplantefloraen, selv om mange af arterne vil være tilknyttede åbne arealer som renafdrifter og vejkanter (Skov 1997). Der er ikke nogen eksempler på (større) naturnært drevne skove. Færre lysåbne habitater vil dog sandsynligvis reducere det totale artsantal i forhold til højskovsdrift. Til gengæld øges kontinuiteten, hvilket vil sikre egentlige skovarters overlevelse og trivsel.

I urørte, urskovsagtige skove vil dynamikken være cyklisk med en række stadier der omfatter foryngelse/tilgroning, modning, ældning og sammenbrud. Den vedvarende, stadige eksistens af alle stadier, arter og tilstande gennem tiden vil være særdeles væsentlig for opretholdelsen af den biologiske mangfoldighed under forudsætning af, at skovområdet er tilstrækkelig stort.

Sammenligninger mellem forstligt drevne (dyrkede) skove og længe urørte skove under i øvrigt sammenlignelige naturforhold, viser dels den naturgivne variations betydning, dels at de urørte skove har en langt højere habitatdiversitet. Det skyldes bl.a. strukturvariationen, forekomsten af dødt ved, den større variation af træarter, træaldre, og -former, og diversiteten er særlig stor, hvor vandstandsforholdene er naturlige. Det er netop i sammenligningen mellem urørte skove og dyrkede skove, at vi sandsynligvis kan finde nøglen til den fremtidige håndtering af biodiversiteten (Christensen & Emborg 1996).

3.3. Biodiversitet på lokalt niveau (bevoksningsniveau)

De økologiske forhold på en lokalitet har selvsagt afgørende indflydelse på hvilke arter, man vil kunne finde der. Det er vigtigt at skelne mellem de drivkræfter, der skaber det lokale miljø og hvordan dette miljø påvirker dyr og planter.

Der er mange forskellige drivkræfter, der påvirker skovens struktur og dermed skovmiljøet og dets artssammensætning. I danske skove er langt den vigtigste drivkraft mennesket, der styrer skovenes struktur gennem skovdriften. Selv drivkræfter som vind, ild og græsning styres indirekte af menneskets aktiviteter. Skovdriften bestemmer skovens struktur og fordelingen af faktorer som lys, næringsstoffer, vand, skovens tredimensionelle struktur, artssammensætning og mængden af dødt ved.

Det kan nogle gange være vanskeligt at adskille de økologiske rammebetingelser fra skovdriftens påvirkninger, idet der er en indbyrdes sammenhæng. Jordbundstilstanden er basalt styret af geologisk udgangsmateriale, men i væsentlig grad også af skovdriften (f.eks. jordbearbejdning) og de træer, der vokser på en lokalitet.

En række af de lokalt/bevoksningsdefinerede og skovdriftsrelaterede forhold af betydning for den biologiske mangfoldighed belyses i de følgende kapitler.

3.4. Biodiversitetens historiske udvikling i de danske skove

Den biologiske mangfoldighed i det danske område er resultatet af over 12.000 års udvikling siden Weichsel-istidens nulstilling af den forrige mellemistids skovnatur. Under den strengeste del af istiden var størstedelen af Europa nærmest skovløst, og de nukendte skovtræarters udbredelsesområde indskrænket til smalle bræmmer i Sydeuropas bjerge. Da klimaet efter istiden mildnedes tilstrækkeligt til vedvarende skovdækning i Nordeuropa, kunne de træarter og deres tilhørende arter, som havde overlevet istiden i Europa indlede spredningen og indvandringen fra disse refugier.

De første skove i Danmark blev domineret af birk, bævreasp og skovfyr. Hassel blev den første skygge træart, som indvandrede til landet omkring 8500 f. Kr.; først på Øerne og ca. 500 år senere i Jylland. Den forblev dominerende i ca. 1000 år, indtil træarterne ask, el, eg, elm og lind indvandrede og overtog. Omkring år 7000 f. Kr., i atlantisk tid, var de fleste træarter og alle skovens pattedyrarter indvandret. Det generelle billede af skoven på daværende tidspunkt, var en urskov domineret af skovlind (småbladet lind) med indblanding af bl.a. eg, ask, elm, birk og rødelf og med en væsentlig andel af vådområder.

Bøg og avnbøg ankom som de sidste, naturligt indvandrede træarter i bronzealderen, ca. 1500 f. Kr. Mange steder blev bøgen dominerende på højbund i løbet af de efterfølgende århundreder og årtusinder, men ofte først efter en menneskeskabt påvirkning af skoven (Wolthers 1956, Aaby 1983). Senere kom fuglekirsebær, antagelig spredt af mennesket.

To vigtige, europæiske træarter, rødgran og ær, nåede ikke at indvandre naturligt, men det diskuteres dog, hvorvidt ær kunne have været naturligt forekommende enkelte steder i det Sydfynske Øhav og Sydøstjylland. Begge ar-



Figur 6. Siden bondestenalderen har mennesket gentagne gange trængt skoven tilbage og påvirket biodiversiteten afgørende. Foto: F. Rune – Aabenraa.

ter blev indført og udplantet i skovene i 1700-tallet og kom sammen med en række andre indførte træarter i stigende grad til at indgå i skovene.

Menneskets indflydelse på skov- og træartsfordelingen har været stor og tiltagende i hele efteristiden - fra jægerstenalderens bopladser, lokale hugst og jagt over bondestenalderens første skovrydninger og opdyrkninger omkring 3800 f. Kr. til de seneste århundreders totale ændring og styring af hele økosystemer.

Allerede i løbet af atlantisk tid (ca. 7000-4000 f. Kr.) uddøde elg, bjørn, los og urokse på Øerne og i løbet af de næste årtusinder også i Jylland. Bæveren forsvandt i yngre jernalder (Aaris-Sørensen 1988). Alle arterne blev efterstræbt af datidens mennesker, og sandsynligvis var jagt i forening med øbiogeografisk isolation hovedårsagen til deres forsvinden.

Den menneskelige indflydelse på skoven accelererede med landbrugets indførelse i Bondestenalderen, både hvad artssammensætning, fordeling og skovareal angår. Selv om der i visse perioder, hvor kulturtrykket af forskellige årsager aftog, var tale om skovekspansion, er den overordnede udvikling et stærkt fald i skovarealet frem til et minimum omkring 1820 med under 1% skov i Vestjylland og 5-15% på Øerne. Regionalt og på mange mindre øer var skoven helt udryddet.

Skovbenyttelsen og -udnyttelsen ændres stærkt omkring år 1800, dels ved indførelsen af det ordnede skovbrug, som blev fremherskende fra slutningen af 1700-tallet, dels gennem landboreformerne og den gennemførte udskiftning og indfredning af skov, selv om det på kort sigt indebar et yderligere fald i skovarealet. Hertil kommer tilplantningen og skovopbygningen i

det vestlige Danmark, først og fremmest med nåletræarter.

Skovindfredningen og plantning af ny skov har medført et stadigt stigende skovareal. Samtidigt har indførelsen af det ordnede skovbrug haft en afgørende indflydelse på skovenes biologiske mangfoldighed, med bl.a. renafdriftbaseret fladedrift af ensaldrende bevoksninger med én dominerende træart, introduktionen af en række ikke hjemmehørende arter, omfattende afvanding og dræning, og på det seneste opbygningen af en juletræ- og pyn- tegrøntproduktion mv.

Sammenfattende har den danske skov-/naturudvikling efter seneste istid således været præget af en række ret bratte skift i den dominerende eller fremherskende vegetation. Udviklingen kan forenklet illustreres ved følgende:

Tabel 2. Oversigtlig udvikling i de danske skoves dominerende træarter fra istidens slutning til i dag.

Istid/tundra \Rightarrow birk/skovfyr \Rightarrow hassel \Rightarrow linde-domineret urskov \Rightarrow åbent kulturland og landbrugspåvirket skov (græsning/svedjebrug mv.) \Rightarrow åbent kulturland og skove domineret af eg og bøg \Rightarrow åbent kulturland og gran-domineret kulturskov

3.5. Biodiversitetens status i de danske skove

I Danmark regnes med ialt ca. 25-35.000 naturligt hjemmehørende arter, hvoraf hovedparten er insekter og andre leddyr. Da Danmark oprindeligt er et skovland, hører de fleste vilde dyr og planter til i skovene, som således får stor betydning for den biologiske mangfoldighed. Skønsvist er mindst halvdelen direkte knyttet til træer og skov. Det kan desuden diskuteres, hvor mange af de øvrige arter, der skal medregnes som „skovarter“ da et naturligt skovøkosystem jo ikke er begrænset til træer, men også omfatter bl.a. kær, moser, vandløb og mindre søer.

Danmarks totale artsmangfoldighed har, trods en lang række forsvundne („uddøde“) arter (i rødlisten opgjort til ialt 353 arter siden 1850), næppe nogensinde (siden istiden) været større end nu. Det gælder især karplantefloraen hvor kulturpåvirkningen gennem land- og havebrug, byer, osv., som har resulteret i mange nye levesteder og en mængde af kulturspredte eller indvandrede arter (Odgaard 1994).

Der er også i skovene kommet en lang række nye mere eller mindre kulturskabte levesteder, samtidig med at der stadig er relikter tilbage af de fleste forskellige typer af gamle naturskove. Skovbruget har med bl.a. introduktionen af en række nåletræarter, medført gen- og nyindvandring eller indslæbning af en lang række arter knyttet til nåletræ - det gælder såvel fuglearter (f.eks. korsnæb, sortspætte, perleugle), karplanter (f.eks. linnæa og arter af vintergrøn) og en lang række arter af mosser, svampe og insekter (f.eks. typograf, stor brun snudebille og nonne).

Men når man prøver at vurdere udviklingen i artstætheden (antal arter pr.

arealenhed) er der især på det lokale niveau (bevoksningsniveau) helt overvejende tale om en massiv forarmelse. På størstedelen af det oprindelige skovareal er der som følge af opdyrkning intet tilbage af det oprindelige plante- og dyreliv, bortset fra visse mikroorganismer.

Også i de nuværende skove er der helt utvivlsomt tale om en stærk reduktion i det naturlige plante- og dyreliv som følge af en lang række historiske og aktuelle forhold i driften. Det gælder i særdeleshed dyre- og plantearter knyttet til gamle løvskove, uforstyrrede områder, dødt ved, store gamle træer, uforstyrret jordbund, høj luftfugtighed og vådområder (Møller 1997), og især på skov- og bevoksningsniveau.

Den danske rødliste rummer derfor også mange skovtilknyttede arter (tabel 3) og 54% (1699 stk.) af alle listens arter er knyttet til skov. Som det er gengivet nedenfor, er en tredjedel af disse specifikt knyttet til urørt skov, hvilket i øvrigt er den af alle rødlistens levestedskategorier, som rummer flest arter.

Tabel 3. Antallet af rødlistede, skovtilknyttede arter fordelt på rødlistekategorier og levestedskategorier. - Ved sammenligning med f.eks. andre landes rødlistes, er det vigtigt at tage i betragtning at bl.a. mosserne endnu ikke er behandlet i dansk rødlistesammenhæng. Uddrag af Rødliste 1997 (Stoltze og Pihl 1998).

RØDLISTE 1997	Forsvundet	Akut truet	Sårbare	Sjældne	Ialt
SKOVE I ALT	155	299	547	698	1699
Skovbryn og skovlysninger	46	52	99	80	277
Gammel skov	64	154	181	96	495
Løvskov	67	82	169	171	489
Nåleskov	16	33	64	109	222
Sumpskov	1	12	35	29	75
Urørt skov	29	90	161	238	518
Ved	2	0	8	7	17

Der er naturligvis mange forskellige årsager til, at en art er endt på rødlisten, herunder f.eks. klimatiske ændringer, at arten er på kanten af dens naturlige udbredelsesområde, isolation, luftforurening og anden forurening. For flere af de mange arter, hvor det er skovdriften, der spiller den afgørende rolle, vil det være muligt gennem bl.a. Naturskovsstrategiens udlæg og retningslinjer, på langt sigt at forbedre deres status og levevilkår. I det hele taget vil tiltag der tilsikrer mere dødt ved, mere naturlige vandstandsforhold og en generelt højere grad af naturlige strukturer i skovene være til gavn for skovenes naturlige plante- og dyreliv.

4. Videngrundlag og dyrkningspraksis

Peter Friis Møller, Flemming Rune & Flemming Skov

Der kan ikke påvises en entydig sammenhæng mellem forskellige skovdriftsformer og biodiversiteten. Skovøkosystemets mangfoldighed, relationerne mellem de økologiske enkeltkomponenter og biodiversiteten, samt hvordan disse sammenhænge påvirkes ved skovdyrkningsmæssige indgreb, kan af ressourcemæssige årsager ikke analyseres til bunds.

I dette og de følgende kapitler gives eksempler på den generelle viden om sammenhængen mellem skovdyrkning og biodiversitet samt en mere specifik gennemgang af den konkrete viden om væsentlige elementer i skovdyrkingen og relationerne til biodiversitet.

4.1. Viden om biodiversitet i dyrket skov

I Danmark foreligger en lang række registreringer af artsindhold af forskellige artsgrupper på en række skovlokaliteter, men der er hidtil kun gennemført ganske få større, systematiske undersøgelser til at belyse indvirkningen af forskellige skovdriftsformer på biodiversiteten under sammenlignelige naturforhold.

I ethvert skovdyrkningssystem eller skovdriftsform indgår et meget stort antal forvaltningsmæssige valgmuligheder, der hver især er vanskelige at analysere effekten af. F.eks. kan ved træartsvalget indgå prioritering af hjemmehørende arter i forhold til indførte arter, nåletræ i forhold til løv, og monokulturer i forhold til blandingsbevoksninger. Ved valg af dyrkningsmetode kan f.eks. indgå forskellig hugststyrke, omdriftsalder, hugstprincipper og fornyelsesform. Træartsvalg og dyrkningsmetode kan kombineres på et utal af måder, der hver især indvirker forskelligt på biodiversiteten. Det er derfor i praksis umuligt at give et entydigt bud på, hvordan skovdrift påvirker biodiversiteten generelt.

I perioden 1992-1996 blev på initiativ af Verdensnaturfonden gennemført en undersøgelse, hvor man sammenlignede den biologiske mangfoldighed i 17 urørte skove og kulturskove på Sjælland og Lolland, et areal på i alt 117 hektar, og en lang række eksperter bidrog med specialviden inden for de enkelte organismegrupper. Denne undersøgelse omfattede både dyr og planter, og den viste, at især laver, svampe, mosser, smældere, stankelben og fugle var langt rigere repræsenteret i de valgte urørte skove end i de forstligt drevne skove. Fugletætheden i de forstligt drevne skove lå på mellem en tredjedel og fjerdedel af tætheden i urørte skove (Møller 1997).

Skov et al. (1997), Skov (1997) og Skov (2000) gennemførte en anden undersøgelse koncentreret om Kalø-skovene, hvor den biologiske mangfoldighed blev opgjort og sat i forhold til omgivende miljøparametre og bestandsstruktur. Undersøgelserne viste bl.a., at skovbundsfloraen var meget artsrig

med næsten 400 arter på kun 325 hektar, deriblandt adskillige sjældne arter. Tilstedeværelsen af de mange arter skyldes, at store områder ned lysåbne habitater har givet plads for lyskrævende ruderal- eller agerlandsarter. Undersøgelsen viste ydermere, at artsrigdommen (både den totale artsrigdom og antallet af egentlige skovbundsarter) var bestemt af skovdriften og positivt relateret til randzoner mellem bevoksninger og i forbindelse med skovveje. Fugtige lavninger eller egentlige skovsumpe var også meget artsrige medens unge og mellemaldrende nåletræs- og bølgebevoksninger havde meget få arter.

Hvor vanskeligt det end er at forklare den totale, specifikke biologiske mangfoldighed på en udvalgt lokalitet, så er det dog ofte muligt at påpege simple sammenhænge mellem mange enkeltfaktorer og livsvilkårene for udvalgte organismer. Det rummer naturligvis den risiko, at betydningen af en simpel sammenhæng bliver overfortolket, fordi den ikke ses i sammenhæng med alle andre faktorer i skovdriftssystemet. Ikke desto mindre vil vi i det følgende afsnit forsøge at opsummere den viden og de veldokumenterede erfaringer, vi har om sammenhængen mellem udvalgte skovdriftsforhold og disses betydning for dele af den biologiske mangfoldighed.

4.2. Skovdyrkningspraksis i Danmark

Skovdyrkning kan defineres som målrettet styring og regulering af skovøkosystemet med henblik på høst af træprodukter og andre ydelser fra skoven. I denne rapport medregnes arealer med gamle driftsformer (stævning, græsning og plukhugst) også til den dyrkede skov, selv om de ikke lever op til denne definition.

Overudnyttelse og træmangel medvirkede til, at der for mere end 200 år siden blev udviklet metoder til en langsigtet træproduktion - *det reproducerende skovbrug*. I det reproducerende skovbrug skal skovdyrkingen sikre, at der i det lange løb ikke fældes mere træ i skoven end der produceres, dvs. at hugsten ikke overstiger skovens tilvækst.

I forlængelse af principperne for det reproducerende skovbrug indrettede man med tiden skovene i adskilte bevoksninger, hvor hver bevoksning som udgangspunkt rummede én hovedtræart med samme alder – *det ordnede skovbrug*.

Gennem tiden er der udviklet en række forskellige skovdyrkningssystemer, der defineres ved principper for den konkrete bevoksningspleje, hugst og foryngelse mv. Grundlæggende skelnes mellem højskovs-, mellemskovs- og lavskovsdrift.

Ved *lavskovsdrift* forynges skoven ved stævning (vegetativ formering) og bevoksningen drives i kort omdrift, hvor træerne fældes før de har opnået deres fulde størrelse. Stævningsdrift er behandlet nærmere i kapitel 10.

Ved *mellemskovsdrift* kombineres høj- og lavskovsdrift. Der findes ikke tra-

dition for mellemskovsdrift i Danmark. Driftsformen vil derfor ikke blive behandlet yderligere.

Ved *højskovsdrift* forynges skoven i princippet med individer fremspiret fra frø (generativ foryngelse), dvs. ved såning, plantning eller naturlig foryngelse, og bevoksningen drives i lang omdrift, hvor træerne opnår fuld højde, før de fældes. Stort set alt dyrket skov i Danmark anvender højskovsdriftsprincippet. Højskovsdrift kan praktiseres efter to principielt forskellige skovdykningsretninger: Fladedrift eller plukhugstdrift.

Fladedrift repræsenterer en videreudvikling af det ordnede skovbrug. I de fleste tilfælde er fladedriften baseret på renafdrift af den hugstmodne bevoksning på én gang og efterfølgende gentilplantning af renafdriftsfladen, men fladedrift omfatter også randforyngelse og regelmæssig skærmforyngelse.

Renafdrift egner sig især til dyrkning af lyskrævende pionertræarter i ensaldrende, homogene bevoksninger. Den fuldstændige blotlægning af arealet ved renafdriften, medfører et diskontinuert skovdække i tid og rum samt ved en brat overgang fra den ene generation til den næste. Driftsformen fokuserer på bevoksningen som driftsenhed, og kendetegnes ved driftsindgreb koncentreret på nogle få, men relativt store arealenheder (flader). Resultatet bliver en skov opbygget af ensaldrende, træartsvis adskilte bevoksninger. Fordelen ved fladedrift er et solidt og videnskabeligt underbygget erfaringsgrundlag, enkel planlægning og god mulighed for rationel, mekaniseret drift.



Figur 7. Fladedrift baseret på renafdrifter er den hyppigste driftsform for rødgran i Danmark. Fordelen er et solidt og videnskabeligt underbygget erfaringsgrundlag og stor produktionseffektivitet. Foto: F. Rune – Gribskov.

Ved *randforyngelse* afdrives den gamle bevoksning successivt i striber, der efterfølgende tilplantes eller forynges ved selvsåning. De relativt smalle striber ligger delvist beskyttet af den gamle bevoksning. Systemet medfører relativt homogene og ensaldrende bevoksninger.

Ved *regelmæssig skærmforyngelse* bevares en del af træerne fra den ellers hugstmodne bevoksning på arealet som skærm for at skabe et mere beskyttet skovklima for de efterfølgende planter end ved renafdrift. Den efterfølgende bevoksning kan enten etableres ved plantning eller baseres på det naturlige frøfald fra den forudgående bevoksning. Når der ikke længere er behov for beskyttelse af den nye kultur fjernes skærmen, typisk efter ca. 10-20 år. Dyrkningssystemet medfører relativt homogene og ensaldrende bevoksninger. I Danmark dyrkes bøg typisk i regelmæssig skærmforyngelse baseret på det naturlige frøfald. Et vedvarende skovdække opnås også ved forskellige former for *plukhugst*, som beskrevet i kapitel 9.

Ved *gruppevis foryngelse* retter hugstindgrebene sig mod grupper af træer, hvorved foryngelsen, der normalt baseres på det naturlige frøfald, etableres gruppevis i et beskyttet skovklima. Dyrkningssystemet medfører heterogene bevoksninger med en gruppe- eller holmevis blanding af træer og/eller træarter i forskellig alder og størrelse. Hvis hugst og foryngelse praktiseres i meget små grupper nærmer driftsformen sig ordnet plukhugst. Etableres der mange og/eller store foryngelsesgrupper, der snart smelter sammen, nærmer driftsformen sig regelmæssig skærmforyngelse.

I praktisk skovdyrkning kombineres elementerne fra de ovennævnte dyrkningssystemer på forskellig vis alt efter forholdene, med resultat i utallige



Figur 8. Regelmæssig skærmforyngelse i bøg medfører et vedvarende skovdække med ensaldrende bevoksninger. Foto: F. Rune – Gribskov

mellemformer og kombinationer af de klassiske systemer. F.eks. kombineres randforyngelse ofte med bibeholdelse af en skærm i den afdrevne stribе, ligesom der ofte praktiseres en skovdyrkning på grænsen mellem gruppevis foryngelse og regelmæssig skærmforyngelse, betegnet uregelmæssig skærmforyngelse.

Hovedparten af de danske skove dyrkes efter principperne for det ordnede skovbrug. Fladedriften er fremherskende. De seneste 10-15 år er der dog sket en gradvis forandring af dyrkningspraksis. Tendensen er således en bevægelse væk fra ensidig anvendelse af renafdriftssystemet i retning mod større anvendelse af skovdyrkningssystemer med mere kontinuert skovdække, træartsblanding og heterogene bevoksningsstrukturer.

I praksis sker dette ofte ved, at fladedriften kombineres med elementer fra plukhugstdrift. Ordnet plukhugst praktiseres dog som sådan ikke i Danmark. Forsøg på at indføre driftsformen på det tidligere Boller Distrikt og på Sorø Akademi er slået fejl (Sabroe 1959).

4.3. Skovdyrkningssystemer og biodiversiteten

Vil man vurdere et dyrkningssystems betydning, må man forsøge at identificere alle afgørende enkeltkomponenter og afveje deres miljømæssige betydning i forhold til hinanden og i forhold til diversiteten af levesteder og organismegrupper. Nogle arter kan fremmes og andre hæmmes ved de samme dyrkningstiltag, og i hvor høj grad det sker, og hvilke arter der er involveret, kan afhænge af mange andre faktorer, f.eks. omgivelserne, historien, terrænet og jordbunden.

De færreste dyrkningssystemer er så veldefinerede og gennemføres næppe så konsekvent og ensartet, at man på forhånd med sikkerhed ville kunne forudse den fremtidige biologiske mangfoldighed, selv om man forestiller sig det tankeeksperiment, at alle enkeltkomponenters betydning var kendt. Konsekvensen bliver, at det antagelig på langt sigt vil være mere frugtbart at fokusere på de forholdsvis veldokumenterede simple sammenhænge, der er kendt i dag, og så forsøge at tilpasse sit dyrkningssystem ud fra dette med henblik på den biologiske mangfoldighed, man ønsker at fremme ved sit valg.

De følgende fire kapitler i denne rapport er således en gennemgang af en række væsentlige indgreb, der påføres skovøkosystemerne ved dyrkningspraksis, og hvor forskellige sammenhænge mellem indgreb og biodiversitet er dokumenteret.

DEL 2 – Skovdyrkningens påvirkning af biodiversiteten

5. Træartsvalg og aldersfordeling

Flemming Rune

Træartsvalget er kun ét element ud af utrolig mange, der i kombination er afgørende for skovens biodiversitet. Dyrkningssystem, dyrkningshistorie og forstlig praksis påvirker hver enkelt træarts betydning for den samlede biodiversitet, og en lang række miljøparametre af betydning for biodiversiteten afgøres af træartsvalget.

Det er således ofte vanskeligt at dokumentere sammenhængen mellem enkelte træarter og biodiversiteten. Derimod er det muligt at se på træartsvalgets betydning for en række udvalgte, biologiske forhold, funktioner og organismegrupper: f.eks. skovlandskabets vandbalance, mykorrhizadannende svampe, stofomsætning og skovens fødekæder.

Ved nogle træartsblandinger vil det være muligt i den enkelte bevoksning at kombinere flere træarters betydning for diversiteten af dyr og planter og at skabe mere naturnære (og måske mere stabile) bevoksninger. Både de produktionsmæssige egenskaber ved forskellige træartsblandinger og biodiversitetens udvikling i dem er et kompliceret emne med særdeles mange variable: tyndingsprincip, alderssammensætning, terræn, jordbund og mange andre lokale forhold. Der mangler i høj grad viden om mange træartsblandingers egenskaber under forskellige forhold, og det ligger uden for mulighederne i denne rapport at dokumentere biodiversitetens udvikling i disse mange, forskelligartede situationer.

5.1. Naturlig ”hjemhørighed”

Vigtigheden af ”naturligt hjemmehørende træarter” og ”løvskov frem for nåleskov” som middel til at øge eller ”forbedre” biodiversiteten har jævnligt været bragt på bane gennem de seneste år. Naturligvis kan man ikke afvise, at der i nogle tilfælde skjuler sig et skær af nationalromantik bag ønsket om hjemmehørende træarter, men der findes faktisk en del dokumentation for, at vore vigtigste, diversitetsskabende skovtræer skal findes blandt de naturligt hjemmehørende. Talrige eksempler i dette kapitel viser dog også, at sandheden ikke er ”sort/hvid”. Indførte træarter kan godt have vigtige funktioner i økosystemet, og i mange tilfælde vil valg af dyrkningssystem eller en særlig forstlig praksis have endnu større betydning end træartsvalget.

At en træarts „følge-biodiversitet“ er afhængig af det antal trægenerationer, træet har eksisteret i Danmark, er vanskelig at bevise. Det er let at dokumentere, at en svensk urskovspræget rødgranbevoksning indeholder en biodiver-

sitet, der langt overgår enhver dansk rødgranbevoksnings, men dette kan skyldes mange forhold, f.eks. 1) at der ikke i Danmark findes rødgranbevoksninger, der indeholder alle de livscyklusstadier som en svensk, urskovspræget bevoksning har, 2) at klima og jordbund ikke svarer til den svenske, 3) at vi i Danmark kun dyrker rødgran i produktionsbevoksninger med relativ kort omdriftstid, og 4) at vi ikke i Danmark har store, gamle, urskovsprægede arealer med nåletræ, der kan tjene som spredningskilder for særlig sårbare nåleskovsorganismer. Her kan man da indvende, at netop arealer med urskovspræg tager lang tid at tilvejebringe, så et vigtigt tids- eller kontinuitetsperspektiv alligevel gør sig gældende.

Hvis en dansk blandingsbevoksning af indførte granarter dyrkes gennem 200 år i et system med vedvarende skovdække og naturforyngelse i små lysninger, kan den således godt tænkes at have en biodiversitet i bedre balance og med flere små værdifulde økologiske niches end en renbestand af hjemmehørende bøg dyrket som sluttet skov i 100-årig omdrift og med jordbearbejdning før selvforyngelse. Selv om man dyrker indførte træarter, der er ”langt væk hjemmefra”, kan de godt indgå i et sundt økologisk system, og det er vigtigt at gøre sig klart, hvad man ønsker.

Biodiversitet kan ikke måles blindt på en skala, men bør vurderes kvalitativt og i økosystemsammenhæng. Det kniber med autenticiteten, når diversiteten af planter og dyr udvikles i bevoksninger med indførte træarter, men måske vil mange finde det væsentligere, at der er udviklet et system i balance, uanset autenticiteten.

I de følgende afsnit behandles en række udvalgte forhold, hvor træarternes indbyrdes ”værdi” i biodiversitetssammenhæng kan anslås. De indførte træarter placerer sig sjældent blandt de bedste ved disse sammenligninger, men heller ikke altid som de dårligste.



Figur. 9. Hjemmehørende træarter har ofte ikke-hjemmehørende gener. Derfor kan to bøgebevoksninger have vidt forskelligt udspringtidspunkt, som hér på hver sin side af et skovspor. Den fulde betydning af fremmede gener i biodiversitetssammenhæng er endnu ikke klarlagt. Foto: F. Rune – Boserup Skov.

5.2. Træarternes betydning for vandbalance, lys og skygge

Skovens vandbalance påvirkes stærkt af træartsvalget. Totalfordampningen fra et skovklædt areal er altid større end fra en græsmark. På Sydsjælland har man eksempler på, at den øverste grundvandsstand i tung lerjord steg halvdelen meter efter renafdrift af bøg, men at den gradvis faldt mere og mere midt i hver vækstsæson, efterhånden som en rødgrankultur voksede op (Holstener-Jørgensen 1961).

Fordampningen påvirkes af flere faktorer, f.eks. tyndingsgrad, topografi og ikke mindst træart. Den måske mest betydningsfulde form for fordampning er „interceptionen“, dvs. den mængde nedbør, der fanges i trækronerne og fordampes uden at nå jorden. Kroneopfanget af nedbør er meget forskelligt mellem de enkelte træarter – en sluttet skov af rødgran kan have en opfangskapacitet i kronen, der er adskillige gange en sluttet bøgeskovs (Mitscherlich 1981).

Træartsvalget har derfor overordentlig stor betydning for skovområdernes „nedbøroverskud“, dvs. den mængde vand der løber fra bevoksningerne og samler sig i moser, søer, vandhuller og andre vådområder. Mange vådområders eksistens menes således at være helt betinget af træartsvalget i tilstrømningsområdet (Rune 1997a), og dette er under dokumentation i disse år (Rune, upubl.). Kroneopfanget og interceptionens betydning for vådområdernes eksistens er mere dybtgående behandlet i kapitel 8.

Træartsvalget er ikke alene afgørende for skovlandskabets vandbalanceforhold i den dyrkede skov, men er i lige så høj grad bestemmende for skovbundens lysforhold. Sammen med fugtforholdene er lyset den vigtigste planteformdelende konkurrenceparameter, og det er dermed også bestemmende for dyrelivets udvikling i og over skovbunden. I produktionsskoven er det som regel målet at udnytte lysmængden optimalt til vedproduktion, dvs. at opnå højeste og hurtigste grad af slutning i kulturer og bevoksninger, og gennem tyndinger at give lys til udvalgte træer så tilvæksten lægges over på de mest værdifulde stammer.

I ensaldrende bevoksninger med skyggetræer, f.eks. bøg, styres den lysmængde, der når skovbunden, netop gennem hugstindgreb i forbindelse med naturlig foryngelse. Med et ret ensartet kronetag er det ofte muligt akkurat at ”dosere” lyset gennem forberedeshugst, besåningshugst og lysningshugster så præcist, at foryngelsen får en konkurrencefordel i forhold til den øvrige flora (Sabroe 1967). Med andre ord tilstræbes det at bortskygge floraen effektivt i hele bevoksningen for at sikre de bedste forhold for en ensartet og ensaldrende naturforyngelse. Den epifytiske mosvegetation har dog ofte en konkurrencefordel i løvskove med lave lysintensiteter.

I Danmark er størstedelen af skovarealet dækket med skyggetræarter, der dyrkes i relativt lukkede, ensaldrende bevoksninger. Flora og fauna i disse bevoksninger er derfor generelt artsfattig, og fattigst under granarterne, der siden deres indførsel til landet har stået i sluttende bevoksninger. Alligevel

kan man dog konstatere, at der er indvandret en række nye typiske nåleskovsplanter i løbet af de snart 240 år, hvor der er dyrket nåletræ i Danmark: f.eks. linnæa, knærod, hjertebladet fliglæbe og fire arter af vintergrøn (Løjtnant & Worsøe 1977). Disse arter kræver alle en del lys, og har formået at få fodfæste i ikke for tætte granbevoksninger, langs spor, langs indre bryn, og naturligvis under fyr, der har langt større lysgennemtrængning i kronen.

En mindre del af det danske skovareal er dækket med træarter, som tillader en forholdsvis stor lysgennemtrængning i kronen, og dermed giver mulighed for udvikling af en underetage med en artsrig flora og fauna. Eg, rødøl, birk og ask sikrer oftest en tilgang af lys til skovbunden, der muliggør en etageret og artsrig skov med indvandringsmuligheder for småtræer, buske, urter og den dertil knyttede fauna (Petersen & Vestergaard 1993).

Der næppe tvivl om, at nutidens dyrkede skove i Danmark er mørkere end nogensinde før i historien. Dette skyldes især: 1) udbredt brug af skygge-træarter, 2) fladedrift med ensaldrende renkulturer, 3) stor bestandstæthed med efterbedring af huller og dræning af våde pletter (Møller 1997).

5.3. Aldersfordelingens biologiske betydning

Bevoksningsalder har, som omtalt, indflydelse på grundlæggende økologiske vilkår (lys, fugtighed, mikroklima mv.) og dermed den biologiske mangfoldighed. Generelt har gamle træer og bevoksninger en større artsrigdom end unge bevoksninger. Dette gælder for både løv- og nåletræ. For nogle arter kan ét enkelt gammelt træ være af afgørende betydning (f.eks. for lungelav, flagermus, hulrugende fugle og mange insekter), mens andre arter har brug for et større område med en specifik alderssammensætning for at få sine økologiske krav opfyldt.

Generelt gælder, at jo mere (aldersmæssigt) varieret og etageret en skov er, desto flere forskellige levesteder og økologiske nicher vil der findes. En skov med træer i forskellige aldre vil således alt andet lige kunne rumme flere arter end en skov med ensaldrede træer. Det vigtigste er dog nok, at en aldersmæssigt varieret skov naturligt vil give mulighed for et kontinuert skovmiljø. Dette gælder først og fremmest ved aldersmæssig variation i den enkelte bevoksning, men også ved en aldersmæssig variation mellem forholdsvis ensaldrende bevoksninger i hele skoven.

En ringe aldersmæssig variation i skoven øger risikoen for omfattende stormfald i perioder. Ved stormfaldet i december 1999 kunne en stor aldersmæssig variation have reduceret tabene i visse områder, og fremover må forudses en endnu ringere aldersmæssig variation i disse skove end før stormfaldet, da store sammenhængende arealer nu må genkultiveres samtidig. Dette kan opfattes som en slags „ond cirkel“, man så vidt muligt må holde sig på afstand af (Rune 2000a, 2000b).

En varieret aldersfordeling, der strækker sig ud over driftsøkonomisk optimal omdriftsalder, er med til at sikre en konstant tilgang af dødt ved i sko-

ven. Hvis der opstår lange perioder uden dødt ved overhovedet, vil mange dødtvedskrævende organismer ikke kunne overleve i skovsystemet, men være nødt til at „genindvandre“, hver gang dødt ved er til stede. Da en sådan genindvandring ofte kræver tid, vil mange organismer mangle, selv i de perioder, hvor dødt ved er til stede. Tilsvarende gælder principielt for organismer, der er knyttet til et hvilket som helst aldersstadium i skoven (Samuelsson & Ingelög 1996). Dette emne er behandlet yderligere i afsnit 13.4.

Alderssammensætningen i en skovbevoksning bestemmes af både skovdyrkningsystem, træartsvalg, bevoksningspleje, hugststyrke og –rytme. Til støtte for fladedriften foreligger et solidt beslutningsgrundlag for valg af både bevoksningspleje, hugststyrke, hugstrytme og tidspunkt for slutafdrift. Desværre er målrettet forskning i alderssammensætningens biologiske betydning i dyrket skov næsten ikke eksisterende, og vor viden på dette felt er derfor i høj grad teoretisk.

5.4. Træarternes betydning som mykorrhiza-partnere

Det er velkendt, at de fleste skovtræer lever i rodmæssig symbiose med svampe (mykorrhiza). Nylige undersøgelser viser, at ikke alene kan svampene hjælpe træerne med salt- og vandoptagelse, og træerne kan til gengæld sende sukkerstoffer til svampene, men store træer kan faktisk sende sukkerstoffer gennem jordens svampemycelium til små træer. Derved hjælpes små, beskyggede træer til overlevelse i det lange løb. Dette er et fænomen af grundlæggende betydning for interaktionen mellem enkelttræerne i naturnært dyrkede bevoksninger (Rune 1998a).

De enkelte svampearter, der danner mykorrhiza med skovtræerne, er i mange tilfælde helt afhængige af en eller flere træarters tilstedeværelse, og i biodiversitetssammenhæng er træartsvalget derfor meget vigtigt for svampefloraen. De fleste vigtige træarter i skovbruget danner ekto-mykorrhiza (rodforbindelser), typisk med forskellige hatsvampe, men nogle træarter kan ikke danne ekto-mykorrhiza, f.eks. ahorn, ask og thuja. Disse arter kan derfor ikke understøtte den naturlige hatsvampeflora, der måtte eksistere i et gammelt, dansk løvskovsområde (Grathe & Rune 1997).

En del svampearter danner kun ekto-mykorrhiza med en enkelt træart, f.eks. har arter af både birk, el, asp og eg særlige rørhatte-arter, der kun kan eksistere i samliv med den ene af disse træslægter. Man må forestille sig, at de mange træarter i den urørte skov har eksisteret spredt i blanding, og på den måde har sikret spredning af de relevante svampearter til nye træer. Når bevoksninger dyrkes som renkulturer, og træartsvalget styres af økonomien, er det klart, at mykorrhiza-svampefloraen vil være særdeles forskellig fra naturtilstanden, og sandsynligvis langt mindre varieret.

De seneste årtiers voldsomme tilbagegang for visse ekto-mykorrhizadannende svampearter i Europa, f.eks. kantareller og Perigord-trøfler, kan næppe tilskrives ændringer i træartsvalg, men er snarere forårsaget af en lang række samvirkende faktorer (Rune 1997b, 1998b, 2001a in prep.).



*Figur 10. En del træarter danner rodforbindelser (ekto-mykorrhiza) til værtsspecifikke svampe. Rød Birke-Rørhat danner f.eks. kun mykorrhiza med birk.
Foto: F. Rune – Grib skov.*

5.5. Træarternes betydning for nedbrydere, stofomsætning mv.

I det biologiske kredsløb udgør de stående træer kun en enkelt, lille del. I naturtilstanden vil antagelig op til en fjerdedel af vedmassen i en dansk blandingsløvskov eksistere som liggende, dødt ved, nedbrudt i forskellig grad af svampe, insekter og mikroorganismer (se afsnit 13.4.). Ved, bark og døde blade består for en stor del af cellulose, hemicellulose og lignin - lange kædeformede molekyler, der er svært nedbrydelige for de fleste organismer. Derfor spiller svampe og bakterier, der kan udskille specialiserede enzymer, en grundlæggende rolle i de såkaldte „nedbryderfødekæder“. Nedbryderfødekæderne omfatter en umådelig mængde organismer, der står for den totale omsætning af dødt ved og øvrigt plantemateriale til muld (Samuelsson et al. 1994).

Det er velkendt, at ved fra forskellige træarter ofte huser forskellige svampearter. De fleste svampearter er værts-selektive, dvs. de foretrækker et bestemt værtstræ, men kan tolerere andre. Kun relativt få svampearter er værts-specifikke, dvs. de kendes kun fra én træart, og disse svampearter er som regel kerneråddannere eller endofytter, der inficerer træerne, mens de endnu er i live. Mekanismerne bag værts-specificitet og -selektivitet kendes kun ufuldstændigt, men de har sandsynligvis noget at gøre med mere eller mindre træartsspecifikke forekomster af hemicellulose, garvestoffer og harpiksstoffer (Petersen 1998).

Som situationen er i dag i de danske skove, må man snarere betragte den generelle mangel på dødt ved af store dimensioner som et problem for biodiversiteten, end selve træartsvalget. At visse træarter af produktionsøkonomiske hensyn dyrkes i en så kort omdrift, at virkelig store dimensioner ikke opnås, og at overstandere ikke er stabile nok til at efterlades til naturligt forfald, bringer naturligvis alligevel træartsvalget frem i lyset. Men kun som et sekundært problem, der er underordnet dyrkningssystem og kontinuitet.

5.6. Træarternes betydning i skovens fødekæder

Når skoven ansues biologisk, udgør alle organismer et led i en eller flere umådelig lange fødekæder. Selv om fødekæderne principielt er sammenhængende som cykelkæder, kan træerne godt opfattes som de første led i fødekæderne, idet de danner en væsentlig del af de grundlæggende rammer for alle andre organismers tilstedeværelse. Alle træer er fra begyndelsen dømt til før eller siden at blive spist, nedbrudt eller i det mindste anvendt som bolig for andre organismer.

Nedbrydningen af træ er allerede berørt, men måske den allervigtigste funktion for træerne i biologisk henseende er det fødegrundlag, de direkte skaffer for en lang række organismer. Kviste, knopper og især blade spises af mange insekter, og både kvalitativt og kvantitativt er der stor forskel mellem træarternes værdi i fødekæden.

Diversiteten (artsrigdommen) af insekter er måske højest på stilk-eg, der vides at huse henved 1000 forskellige insektarter. Et studium i England afslørede ca. 800 insektarter på stilk-eg, der er hjemmehørende, men kun 400 insektarter på sten-eg, der blev indført fra Sydvesteuropa i 1580 (Pindborg & Krabbe 1989). Det er flere gange så mange som f.eks. bøg og rødgran. Mange insekter er helt værtsspecifikke, fordi de kun kan leve af én træarts løv, eller fordi de bebor en særlig barkstruktur. Andre insekter er kun værtssselektive, typisk fordi de indirekte lever af træet (f.eks. et led videre i fødekæden).

Tabel 4. Antal af insektarter (kun visse grupper af biller og sommerfugle) knyttet til forskellige træer – et eksempel på rangordning af træer efter én organismegruppes forekomst (efter Southwood 1961).

Træ(gruppe)	Sverige	Storbritannien	Gennemsnit
pil	198	224	221
birk	177	213	195
stilk-eg	146	237	192
clåen	90	103	97
poppel/bævreasp	114	78	96
alm. hvidtjørn	54	131	93
skovfyr	90	73	82
skovabild	63	72	68
rødel	63	68	66
rødgran	93	27	60
elm	46	69	58
bøg	46	57	52
hassel	34	55	45
alm. røn	32	27	30
lind	31	22	27
ask	17	29	23
avnbøg	11	27	19

Mængden af insekter er blevet opgjort ved grenprøveanalyser af en lang række træarter. Der skelnes mellem „*mobile*, flyvende insekter“, f.eks. myg og bier, der skønnes at ville flyve ved forstyrrelse eller berøring, og „ikke-flyvende, *sessile*, træge insekter“, f.eks. nymfe- og larvestadier samt voksenstadier af insektgrupper, der godt kan have flyveevne, men ikke flyver ved forstyrrelse eller berøring. Mængden målt som vægten af de sessile insekter er mere end fem gange så stor som af de mobile insekter på de fleste, undersøgte træarter.

De enkelte træarters bidrag til skovens fødekæde (insektædende fugle, flagermus, smådyr) i form af insekter målt i vægt varierer meget fra måned til måned og fra år til år. Stilk-egs insektmængde er således ofte faldende i løbet af sæsonen, mens mange andre træarters lader til at være mere konstant. Insektmængden varierer typisk fra 1 µg tørvægt insekter pr. kvadratcentimeter bladareal for de træarter, der har færrest insekter tilknyttet, til 25 µg for de træarter, der har flest insekter tilknyttet (upubl. undersøgelse fra Strødam ca. 1980).

Set i gennemsnit over året kan træarternes værdi som fødegrundlag for insekter nogenlunde sættes i rækkefølge (med de arter, der giver det største fødegrundlag først), omend der er meget store variationer mellem forskellige år:

DUNBIRK → STILK-EG → RØD-EL → HYLD → ASK → RØN → PIL → RØDGRAN → BØG.

Det er dog værd at bemærke, at denne rækkefølge kun henviser til *mængden* af insekter, men ikke i hvor høj grad træerne bidrager med insekter af stor eller lille betydning for økosystemet.

5.7. Træarternes betydning for udvalgte organisme-grupper

Med henvisning blandt andet til den forudgående diskussion kan man forsøge at opsummere de almindeligste skovtræarters betydning for nogle organismegrupper, der er udvalgt for at vise, hvor forskellig betydningen af samme træart kan være for forskellige organismer:

- ekto-mykorrhizadannende hatsvampe
- trænedbrydende poresvampe
- træboende insekter
- hulrugende og redebyggende fugle (påvirket af træernes højde, grenstruktur eller tendens til kerneråd)

Naturligvis er det meget vanskeligt at bedømme en træarts betydning for biodiversiteten, fordi hverken antallet af følgearter eller mængden af organismer nødvendigvis er det vigtigste. Selv træarter, der bidrager med få følgearter i små mængder, kan være meget vigtige, hvis følgearterne har en nøglefunktion i økosystemet. Få tværgående studier behandler denne problemstil-

ling (f.eks. Ohlson et al. 1997), og den er særdeles indviklet og vanskelig at gennemskue.

En rangordning af tretten skovtræers betydning for de fire udvalgte organismegrupper, kunne se sådan ud ved en umiddelbar vurdering (tabel 5):

Tabel 5. Tretten træarters formodede, relative betydning for fire udvalgte organismegrupper. - = ingen betydning, + = ringe betydning, ++ = nogen betydning, +++ = stor betydning, ++++ = meget stor betydning.

Træart	hatsvampe m. mykorrhiza	trænedbrydende poresvampe	insekter (som fødemængde)	fugle (rugende)
birk	++++	+++	++++	++++
stilkeg	++++	++++	++++	++
bøg	++++	++++	+	++++
pil	+++	++	+++	++
el	+++	++	+++	+
lærk	++	+	++	+++
skovfyr	++	+	++	++
storbl. elm	-	+	++++	+++
douglasgran	++	+	+	+++
rødgran	++	+	++	++
ask	-	++	+++	++
ædelgran	++	+	+	++
ær	-	+	+	++

Træartsvalgets betydning for biodiversiteten er særdeles kompleks. Nogle arter gavner bestemte organismer eller organismegrupper, andre arter gør det modsatte. Det er umuligt ud fra den enkelte træarts betydning for bestemte organismer eller organismegrupper at værdisætte den generelt i biologisk henseende, da dens virkning er så fuldstændig afhængig af driftsform og lokale forhold.

Når man ønsker at gå bort fra naturens „eget“ træartsvalg i sin dyrkning af skoven, men alligevel ønsker at tage biologiske hensyn, kan man vælge at målrette disse mod et særligt resultat: f.eks. at sikre tilstrækkelig vandrighed til et §3-beskyttet vådområde, at påvirke fødekæderne positivt evt. af jagthensyn, eller blot at sikre et så velfungerende skovområde som muligt i forhold til naturens kredsløb. At lægge biologiske hensyn til grund for træartsvalget er derfor væsentligt. Det bør dog aldrig gøres uden samtidig at tage driftsformen i betragtning.

6. Pesticider og mekanisk ukrudtsbekæmpelse i skovbruget

Flemming Rune

I skovbruget anvendes pesticider især på juletræsarealer og i kulturfasen ved skovrejsning. Den største mængde pesticider anvendes ved nyplantninger og foryngelser i form af herbicider til bekæmpelse af uønsket græs- og urtevegetation, der kan hæmme træernes tidlige vækst eller forårsage kvalitetstab i juletræsbevoksninger ved at misfarve de nedre grene (Rubow 1998).

En mindre mængde pesticider anvendes til bekæmpelse af insektangreb, først og fremmest billeangreb i unge nordmannsgran-bevoksninger. Vildtafværgningsmidler anvendes i forbindelse med foryngelse, og rodhalsmidler anvendes ved plantning for at undgå billegnav, men bl.a. på grund af den punktvis anvendelse, har de næppe nogen målelig miljøpåvirkning (Elmegaard et al. 1996, Skov- og Naturstyrelsen 1996).

Forbruget af pesticider i statsskovene er reduceret betragteligt gennem den sidste halvdel af 1990'erne, men der er et politisk ønske om at udfase brugen af pesticider helt på alle offentlige arealer, herunder statsskovene. Det skyldes dels skovenes betydning for beskyttelse af grundvandet, dels en udstrakt bekymring for en uheldig påvirkning af skovenes biodiversitet (Skov- og Naturstyrelsen 1996). Der er udarbejdet forskellige scenarier for udfasning af pesticidanvendelsen, ikke mindst for det private skovbrug (Østergaard et al. 1999).

6.1. Grundlæggende biologiske problemer

De to grundlæggende biologiske problemer ved anvendelse af pesticider er, at det sjældent er muligt at udvikle stoffer, der kun virker mod den eller de specifikke organismer, man ønsker bekæmpet, og at stofferne ikke efter at have "gjort fyldest" forsvinder igen uden videre, men i kortere eller længere tid indgår i miljøet. Da det er særdeles tidskrævende at opnå fuldstændig viden om et stofs specificitet og om dets biologiske langtidseffekt, vil der derfor næsten altid være både en ukendt korttidsvirkning og en ukendt langtidsvirkning, der kun gradvis afsløres efter mange års brug. Anvendelse af ét pesticid kan samtidig øge behovet for et andet på grund af utilsigtede effekter i økosystemet (Kaysø et al. 1993).

Der er forsøgt adskillige alternativer til pesticidbehandling, især mekanisk ukrudtsbekæmpelse i kulturer og dybdepløjning ved skovrejsning for at nedsætte "ukrudtstrykket" fra begyndelsen. Disse metoder har været med til at reducere pesticidforbruget, men lader desværre til at have andre, negative miljømæssige konsekvenser (se senere). Ukrudtsbekæmpelse må derfor ansues som et hele, hvor pesticider holdes op imod alternative, mekaniske metoder, og metodernes miljøpåvirkning vurderes i forhold til hinanden.



Figur 11. Tågesprøjtning af nordmannsgran med insekticider. Der er endnu ikke fundet pesticidfri bekæmpelsesmetoder, der helt kan erstatte brugen af insekticider.

Foto: H. P. Ravn – Hvalsø.

Desværre er vor viden om især de langsigtede, biologiske konsekvenser af brug af såvel forskellige pesticider som alternative, pesticidfri bekæmpelsesmetoder endnu temmelig sparsomme. Der er udført en del undersøgelser om pesticiders påvirkning af jordbundens dyreliv og mikroorganismer (f. eks. Andrén & Steen 1978, Torstensson 1979, Franz et al. 1980, Torsvik et al. 1996), men disse undersøgelser refererer til landbrugsjorder eller laboratorietests, og resultaterne kan ikke uden videre overføres på skovarealer. Ravn & Andersen (1997) nævner ialt 14 danske projekter igangsat under Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelforskningsprogram i perioden 1989-1996 med henblik på at skaffe øget viden om pesticiders sideeffekter på flora og fauna i agerlandet.

Ravn & Andersen (1997) forsøgte i en udredningsopgave for Skov- og Naturstyrelsen at vurdere konsekvenserne på skovøkosystemer af en reduceret pesticidanvendelse. Deres konklusion var, at der stadig er ringe dokumentation for effekterne af ændret pesticidanvendelse i skovøkosystemer, og de udpegede derfor en lang række problemstillinger, der må belyses i fremtidig forskning.

Et flerårigt projekt finansieret af Skov- og Naturstyrelsen og Miljøstyrelsen, *"Naturindhold og udvaskning i juletræ- og løvtrækulturer ved traditionel pesticidbehandling og alternative behandlingsstrategier"* blev påbegyndt på Forskningscentret for Skov & Landskab i 1998. Det koncentrerer sig om brugen af ukrudtsmidler og har til formål at skabe et bedre beslutningsgrundlag for valg af pesticidstrategi og fremtidige bekæmpelsesmetoder. De første foreløbige resultater fra projektets forsøg forelå i efteråret 2000 (Pedersen et al. 2000, Riis-Nielsen et al. 2000). Disse refereres nærmere i afsnit 6.2 og 6.3.

6.2. Glyphosat og nitrat

Det mest anvendte pesticid i skovbruget er bladherbicidet glyphosat, N-phosphonomethylglycin (Round-Up), der dræber planter efter kontakt med blade og grønne stængler. For at forstå glyphosats biologiske betydning er det nødvendigt at kende til stoffets virkning og nedbrydning. Det gennemgås derfor kort i dette afsnit.

Glyphosat optages i planter gennem deres overflade og blokerer virkningen af et særligt planteenzym, der fungerer i aminosyresyntesen i skuddenes og røddernes vækstpunkter. Kun planter og visse mikroorganismer har dette enzym, og derfor har glyphosat en meget lav giftighed over for mennesket, men en meget høj over for grønne planter (Grossbard & Atkinson 1985, Jensen 1995).

Når glyphosat skylles ned i jorden, bindes det kraftigt til jordens mineraler og regnes derfor normalt som forholdsvis immobilt i jorden (Jensen 1985, Felding 1991). Der opfordres dog til forsigtig dosering af midlet i skovbruget (Rubow 1994), og man bør være særdeles opmærksom på uforventet spredning i miljøet (Mogensen et al. 1999). Det nedbrydes som regel forholdsvis hurtigt ved hydrolyse til aminomethylfosfonsyre (AMPA). Det har dog ved forsøg vist sig, at på gamle skovjorder kan små mængder unedbrudt glyphosat stadig være til stede i over et år efter sprøjtning, og der sker en ophobning af AMPA (Riis-Nielsen et al. 2000). På sur tørvebund er konstateret skader på Rhododendron, tilsyneladende som følge rodoptagelse af glyphosat eller dets nedbrydningsprodukter (Damgaard 2001, pers.medd.).

Hydrolysen af glyphosat og den videre nedbrydning af AMPA sker i høj grad ved hjælp af bakterier, men da skovjorder som regel er væsentlig surere end kalkede og velgødede landbrugsjorder, har visse bakteriegrupper meget dårlige kår på skovjorder, bl.a. arter af *Pseudomonas*. Det betyder, at man ikke uden videre kan overføre viden om glyphosats nedbrydningshastighed fra landbrug til skovbrug, og det skaber især bekymring ved brug af mere mobile pesticider med mikrobiel nedbrydning som f.eks. terbuthylazin (Gardoprim) (Pedersen et al. 2000).

Effektiv sprøjtning med glyphosat mod bølget bunke på gammel nåleskovsbund forårsager en moderat forøgelse af kvælstofudvaskningen (Pedersen et al. 2000). Udvaskning af kvælstof på nitratform (NO_3) fra de øvre jordlag til grundvandet sker især efter mekanisk jordbearbejdning, der anvendes som alternativ til ukrudtssprøjtning. Forsøg har vist, at udvaskningen af kvælstof kan flerdobles ved pløjning og fræsning af jordoverfladen, og at den højst tilladte koncentration for nitrat i drikkevand let overskrides i jordvandet. Kvælstofudvaskningen kan desuden medføre en forringelse af dyrkningsgrundlaget, da der samtidig udvaskes en stor mængde andre næringsstoffer, f.eks. kalium, calcium og magnesium.

Det skal her bemærkes, at tilskudsreglerne for skovrejsning er udformet, så skovrejsningen netop fremmes, hvor der er vigtige grundvandsmagasiner. Derfor er det meget vigtigt at få fastlagt den tidsmæssige udvikling i kvælstofudvaskningen.

6.3. Plante- og dyrelivets reaktion på glyphosat og mekanisk jordbehandling

Vegetationsdynamikken i den naturlige bundflora under gran har tidligere vist sig at være påvirket både af glyphosats akutte virkning og af glyphosats metabolitter gennem særdeles mange år (Sullivan et al. 1996). Ukrudtsbekæmpelse med enten glyphosat eller mekanisk jordbehandling vil alt andet lige medføre en forskydning af bundfloraen i retning af mere kvælstofkrævende eller -tolerante planter. Der sker en næringsberigelse af vegetationen. Da en høj artsdiversitet ikke i sig selv er et udtryk for en høj naturværdi, kan antallet af arter ikke bruges til at bedømme floraens "naturindhold". I stedet må man bedømme bundvegetationen kvalitativt ved dens floristiske tilknytning til andre skovsamfund.

Umiddelbart vil man forvente, at glyphosat og mekanisk jordbehandling får floraen på gammel skovbund til at ændre sig i retning mod agermarksvegetation, mens en tilsvarende behandling i forbindelse med skovrejsning på agerjord vil forsinke skovbundsarternes indmarch. Undersøgelserne af Riis-Nielsen et al. (2000) giver intet klart bevis for dette, men det er tydeligt, at reolpløjning fremmer væksten af en lang række vindsprede arter, der ikke normalt findes i skoven, fordi de kræver blotlagt jord for at spire eller blot ikke kan klare sig i konkurrencen med skovbundsarterne. Da den naturlige frøpulje er blevet begravet ved reolpløjningen, får planter, der evner at sprede sig hurtigt ind over arealet, hurtigt en kunstig dominans.

I 1999 blev dele af insektfaunaen undersøgt af H. P. Ravn i forbindelse med både anvendelse af glyphosat, jordfræsning til 20 cm dybde og reolpløjning. Fangsten af rov- og løbebiller i faldfælder tydede på, at disse dyr ikke bliver hæmmet væsentligt af glyphosat og jordfræsning, men ret markant af reolpløjning. Var vegetationsdækket meget tæt, viste det sig dog vanskeligt at fange billerne pga. deres vanskelighed ved at færdes på jordoverfladen. Fangsttallene for springhaler (små vingeløse insekter) med insektsuger tydede på, at de bliver hæmmet af både jordfræsning og reolpløjning, men at glyphosat ikke påvirker dem væsentligt. Denne del af jordbundsfaunaen har stor betydning for jordstruktur og stofomsætning i de øverste jordlag, og en negativ påvirkning kan derfor have betydning for dyrkningsgrundlaget (Riis-Nielsen et al. 2000). Brug af pesticider i vandløbsnære arealer kan endvidere skade akvatiske organismer og er derfor restriktivt reguleret.

6.4. Bekæmpelse af insektangreb

Selv om insekticiderne i 1999 kun udgjorde godt 20% af det samlede pesticidforbrug i statsskovene, er det i høj grad målet gennem de kommende år at udfase brugen af disse på lige fod med herbiciderne (Skov- og Naturstyrelsen 1996). Den relative belastning af miljøet med insekticider (målt som giftvirkning over for pattedyr og fugle) er som helhed blevet reduceret 5-10 gange fra 1981 til 1996, blandt andet fordi tidligere tiders meget giftige midler (f.eks. parathion) i høj grad er blevet afløst af mindre giftige midler (f.eks. pyrethroider) (Mogensen et al. 1999).

Artsdiversiteten af de insekter og andre smådyr, der holder til højt oppe i grenlaget, må antages at blive mest påvirket af sprøjtemidlerne. Det skyldes, at i pyntegrøntkulturer vil størstedelen af insekticiderne blive afsat på nålene fra oven og nedefter. Ved sprøjtning af kornmarker har det vist sig, at for både pyrethroider og dimethoat aftager effekten af insekticiderne ned gennem afgrøden i takt med et tiltagende bladareal. I nogle tilfælde skal anvendes 8 gange så stor dosis ved udsprøjtning over afgrøden for at opnå samme effekt på organismer, der lever nær jordoverfladen, som hvis midlerne var udsprøjtet på bar mark (Gyldenkerne & Ravn 1998). For skovsystemer er der udviklet modeller til beregning netop af afsætningen af sprøjtemidler ned gennem kronen (Bache 1984).

Viklerproblemer i pyntegrøntbevoksninger kan i nogle tilfælde få deres cykliske forekomst (hver 6.-8. år) påvirket af insekticider, f.eks. pyrethroider. Derved kan hyppigere (men mindre) angreb forventes (Harding & Christensen 1994), og det er ikke sjældent at opnå ændrede konkurrenceforhold, der kan øge skadevirkningen af visse insekter, da både diversiteten og mængden af mange andre insektarter bliver ændret (Gyldenkerne & Ravn 1998).

Alternative bekæmpelsesmetoder mod insektangreb i pyntegrøntbevoksninger, herunder især biologisk bekæmpelse, har været under systematisk udvikling i Danmark siden midten af 1990'erne (Ravn 1996), men allerede i 1970'erne brugte erhvervsgartnere nyttedyr til bekæmpelse af f.eks. spinde-mider og mellus. Insektpatogene svampe, varmebehandling af jorden, plante-ekstrakter og rovinsekter har været undersøgt gennem de seneste år (Suurballe 1995, Ravn 1996, Keller et al. 1997, Bjerre & Lindholt 1997, Ravn & Olesen 1999), men der mangler viden om mange biologiske bekæmpelsesmidlers påvirkning af hele økosystemets artsdiversitet – måske fordi denne påvirkning antages at være langt mindre end ved brug af pesticider.

Suurballe (1995) forsøgte at skitsere mulighederne for biologisk bekæmpelse af skadevoldere specielt i pyntegrøntkulturer. Relationerne mellem værstræers indholdsstoffer og angreb af ædelgranlus har været undersøgt for at udnytte resistensegenskaber hos nordmannsgran (Kirkeby-Thomsen 1997). Der er dog endnu ikke fundet pesticidfri bekæmpelsesmetoder, der fuldt ud kan erstatte brugen af insekticider.



*Figur 12. Der er afprøvet mange alternativer til pesticider mod ukrudt i juletræsbevoksninger. Anvendelse af svin til afgræsning af ukrudtet har dog kun været forsøgt få steder.
Foto: F. Rune – Barritskov.*

6.5. Forventede virkninger af ophørt pesticidanvendelse og alternative ukrudtsbekæmpelsesmetoder

Når pesticidanvendelse ophører, kan man ikke forvente, at processer og artsdiversitet umiddelbart vender tilbage til situationen før sprøjtning. Artssammensætning, konkurrenceforhold, spredningsmuligheder og måske næringsforhold er blevet ændret, og de mange genetableringsprocesser vil forløbe i forskelligt tempo. Selv om litteraturen kun i ringe grad beskriver vegetationens succession i skovbevoksninger efter endt sprøjtning med herbicider, må man formode, at der først sker en opformering af pionérarter, og derefter følger forskellige successionsstadier, som ender i en form for klimaksvegetation afhængig af skovtype, alder, kontinuitet etc. (Ravn & Andersen 1997).

Mange faktorer vil være afgørende for bortsprøjtede organismers mulighed for genindvandring efter ophørt pesticidanvendelse: f.eks. den tidligere sprøjtnings udførelse i tid og rum, skovområdets struktur, afstanden til spredningsskilder og næringsforholdene. Der mangler stadig undersøgelser, der dokumenterer betydningen af disse forhold under en helhedsbetragtning.

Hvis der anvendes alternative ukrudtsbekæmpelsesmetoder, vil disse i mange tilfælde have store effekter på flora og fauna. Afgræsning af pyntegrøntarealer med får (Ranvig et al. 1996, Theilby 1996) kan udvikle en ganske særlig bundvegetation – i høj grad bestemt af fåreracens fødepræference – og afgræsning med svin (Bøtting 2000) kan få enkelte græsarter til at dominere voldsomt på grund af næringsberigelse af arealet som følge af tilskudsfodring (Rune, upubl.).

I mindre og unge juletræskulturer er med held anvendt gæs til ukrudtsbekæmpelse (Fenger 2000), hvilket angives at være skånsomt over for jordbunden. Benfeldt (1998) anbefaler at anvende biologisk nedbrydelig plastdug i lange baner ved anlæg af nordmannsgran-kulturer og at så kvælstoffikserende dækafgrøder i mellemrummene, men Kjærbølling (1997) påpeger, at dækmaterialer ikke er uden miljømæssige problemer, hverken i fremstillingsfasen eller i nedbrydningsfasen på anvendelsesstedet. Keller et al. (1997) gennemgår en længere række alternative muligheder for ukrudtsbekæmpelse i juletræsbevoksninger, og Keller (1997) beskriver forskellige typer mekanisk renholdelse af kulturer plantet på agerjord, men berører ikke de biodiversitetsmæssige effekter.

6.6. Konklusioner og perspektiver

Pesticidforbruget i skovbruget må anses for forholdsvis lavt sammenlignet med f.eks. landbruget, og i statsskovene reduceres det yderligere i disse år. I forbindelse med juletræs- og pyntegrøntproduktion i hele skovbruget medfører pesticider dog en ikke uvæsentlig miljømæssig belastning, der kan reduceres ved udvikling og brug af alternativ bekæmpelse. Jordbearbejdning er i dag den vigtigste alternative metode til begrænsning af ukrudt.

Man skal imidlertid bemærke, at mekanisk ukrudtsbekæmpelse på mange

måder kan påvirke flora og fauna mere end en skånsom pesticidanvendelse. Samtidig kan opnås en kraftigt forøget nitratudvasking, så den samlede miljøpåvirkning af (visse typer af) jordbearbejdning sammenlignet med glyphosat er negativ. Der findes kun få og ufuldstændige undersøgelser af pesticidforbrugets effekter på biodiversiteten i vore skove, og derfor bør udføres langt mere udviklingsarbejde for at skabe bæredygtige alternativer til pesticider.

7. Gødskning og atmosfærisk deposition i skovbruget

Flemming Rune

I skovbruget bliver kun en mindre del af dyrkningsarealet gødsket, således næppe over 2% af statsskovarealet i 1999. Skovbrugets samlede forbrug af kvælstof udgjorde i 1999 antagelig under 1% af landbrugets, og der sker derfor ikke en stadig tilførsel af næringsstoffer på samme måde som i landbruget (Skov- og Naturstyrelsen 2001).

Gødskningen i skovbruget er først og fremmest rettet mod: 1) juletræs- og klippegrøntbevoksninger, 2) nyplantning af løvtræ og visse arter af nåletræ på næringsfattige jorder, 3) vildtagre, og 4) planteskoler. I hede- og klitplantager kan der være behov for gødskning med fosfor, kalium og mikronæringsstoffer for at undgå, at dyrkningsgrundlaget reduceres (Rode 1993). I 1977-1992 forsøgte statsskovvæsenet at forøge råtræproduktionen i en række næringsfattige, jyske nåleskove ved at gødskes 12000 hektar bevoksninger over 30 år med en blandingsgødning (NPK). Efter 15 år blev gødskningsprogrammet stort set indstillet, fordi den ønskede mertilvækst ikke var opnået (Skov- og Naturstyrelsen 1998a).

I dette kapitel behandles ikke kun flora og faunas direkte reaktion på gødskning, men også mere generelle miljømæssige effekter af gødskning (udvaskningsproblemer) og atmosfærisk deposition af kvælstof. Disse forhold må ses i sammenhæng for at sætte gødskningen i rette perspektiv biologisk.

7.1. Gødskning og udvaskning

Skovbrugets bidrag til landarealets samlede næringsstofudvaskning til grundvandet er som helhed beskeden sammenlignet med landbrugets (Holstener-Jørgensen & Krag 1988). Skovene tillægges derfor en vigtig funktion med hensyn til sikring af grundvands- og drikkevandsressourcerne. Da fosfor, kalcium, kalium og magnesium ikke i øjeblikket synes at udgøre noget væsentligt udvaskningsproblem i skovene (Skov- og Naturstyrelsen 1998a), koncentrerer interessen sig om kvælstof. Den atmosfæriske deposition af kvælstof kan muligvis på langt sigt skabe udvaskningsproblemer (herom senere), og på arealer med direkte gødskning er problemerne akutte.

Fra juletræs- og klippegrøntbevoksninger samt fra planteskoler fjernes til forskel fra højskoven store mængder næringsstoffer, og der udviklede sig gennem 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne en tradition for ”rigelig gødskning” af arealerne. Der ikke alene *kompenationsgødskes* for at kompensere for tabet af næringsstoffer, men tillige *vitalitetsgødskes* for at opnå en optimal vækst, og der *farvegødskes* for at opnå en bestemt, ønsket nålefarve (Holstener-Jørgensen & Krag 1987, Christensen 1987b). Gødskningen kan ske som *bredgødskning* af hele arealet eller som *punktgødskning* omkring de enkelte træer. Indtil midten af 1990'erne var de præcise gødskningsbehov dårligt



*Figur 13. Punktgødsning af nordmannsgran på traditionel vis.
Foto: P. Christensen.*

undersøgt, men ved en målrettet forskningsindsats fra 1993 og frem er systematisk søgt ny viden om rammerne for optimal gødsning (Kjærbølling 1994). De miljøbelastende effekter søges reduceret gennem 1) bestemmelse af næringsstofbehovet, 2) rigtig gødningstype, 3) passende dosering, 4) optimalt gødsningstidspunkt, og 5) præcis udbringningsteknik (Christensen 1997).

I et forsøg med bredgødsning i unge (2-3-årige) kulturer af nordmannsgran på landbrugsjord med 300 kg NPK 23-3-7 viste det sig, at det udvaskede jordvand gennemsnitligt indeholdt mere kvælstof (15 mg N/liter) end den tilladte grænseværdi for drikkevand (11,3 mg N/liter), og ved endnu kraftigere gødsning steg udvaskningen forholdsmæssigt. Udvasningen af kvælstof var næsten lige så stor som den tilførte mængde, og ved meget kraftig gødsning var der tegn på, at træernes vækst og sundhed ligefrem blev hæmmet. Det blev derfor konkluderet, at man bør være påpasselig med ikke at anvende for store mængder gødning i yngre kulturer (Pedersen et al. 1996). Resultaterne har ført til, at den anbefalede gødsningsmængde er blevet væsentligt reduceret, og resultaterne er vidt accepteret i praksis. Gødsningen i skovbruget følger nu de samme reguleringer som i landbruget.

Holstener-Jørgensen & Krag (1988) gødske en 20-årig nordmannsgranbevoksning med 500 kg NPK 23-3-7 og konstaterede en udvaskning, der ikke var helt så voldsom som hos Pedersen et al. (1996), men som dog var ti gange større end i ugødsket, sluttet højskov. Det vides ikke med sikkerhed, om brug af organisk gødning i forhold til handelsgødning (kunstgødning) vil reducere kvælstofudvaskningen. Hansen (1991) fandt, at kvælstof fra gylle lettere blev udvasket end kvælstof fra handelsgødning, men Bille-Hansen (1993) påviste en meget ringe udvaskning under kompost, hvor kvælstof var bundet i plantematerialet.

Der er ikke lavet forsøg med udvaskning af kvælstof specielt fra vildtagre. Vildtagre gødskes for at øge vildtets fourageringsgrundlag, bl.a. med henblik på at reducere græsningsskaderne på naboernes landbrugsafgrøder. Der dyrkes afgrøder som rug, havre, kløver, græs og fodermarvkål som foder, og dette sker som almindelig landbrugsdrift. Det har været foreslået, at tilstræbe en reduktion af kvælstofudvaskningen fra disse arealer ved at anvende kvælstoffikserende afgrøder og gødske med husdyrgødning og slam (Skov- og Naturstyrelsen 1998a), men det er tvivlsomt om det sidstnævnte har haft nogen effekt.

7.2. Atmosfærisk deposition i skove og vådområder

Gennem 1980'erne og 1990'erne er påvist en kraftig forøgelse af den atmosfæriske deposition af luftformigt kvælstof i det meste af Europa, dels i form af kvælstofoxider fra forbrænding af fossile brændsler, dels i form af ammoniak fra landbrugets udbringning af husdyrgødning. Pitcairn et al. (1995) påviste en stigning fra 2-6 kg N/ha/år til 15-60 kg N/ha/år gennem de seneste årtier, og de nyeste tal fra Danmark viser en kvælstofdeposition til landområderne i Danmark på 11-28 kg N/ha/år, med højest deposition i den sydvestlige del af landet og med lavest deposition i den nordlige del og på Bornholm (Ellermann et al. 2000). Disse tal har været nogenlunde konstante siden 1989, mens tallene for svovlforbindelser er næsten halveret. Allerede i 1993 blev svovldepositionen anset for at være mindre betydningsfuld for forureningen af selv de mest næringsfattige vådområder (Lee et al. 1993).

Der er store lokale og regionale variationer i depositionen af kvælstof, bl.a. afhængigt af afstanden til landbrug med et højt gødskningsniveau. I skovområder medvirker træernes store overflade til at øge bindingen af kvælstof fra atmosfæren, og Hovmand et al. (1994) anslog, at depositionen i danske skove gennemsnitligt lå på 20-35 kg N/ha/år, men med store udsving. Beier & Gundersen (1989) fandt i et nåleskovbryn ud mod dyrkede marker en deposition på over 100 kg N/ha/år. Det er væsentlig mere end træernes behov til vedtilvækst, der oftest er under 10 kg N/ha/år. Derfor må man formode, at økosystemerne efterhåndet bliver mættet og begynder at afgive kvælstof ved udvaskning til grundvandet (Beier 1996, Skov- og Naturstyrelsen 1998a).

Ved en undersøgelse af 111 punkter i danske skove (udlagt efter et 7x7 km kvadratnet) oversteg nitrat-indholdet i jordvandet den tilladte grænseværdi for drikkevand i 8 punkter (Callesen et al. 1996, Callesen 1999). Kvælstofudvaskningen skaber ikke alene bekymring for grundvandskvaliteten de pågældende steder, men udvaskningen kan blive et problem for økosystemerne selv, da den accelererer udvaskningen af kalcium, magnesium, kalium og kan mobilisere toksiske aluminium-ioner som følge af forsuring (van Breemen et al. 1983, Ulrich 1987, Mulder et al. 1989).

Det er vanskeligt at dokumentere ændringer i skovens flora og fauna som følge af den atmosfæriske deposition, dels på grund af den langsomme, men stadige påvirkning, dels på grund af manglende referenceregistreringer. Ikke desto mindre er det i flere lande lykkedes at dokumentere ændringer i skovbundsvegetationen ved brug af Ellenbergs indikatorværdier for plantearter i

permanente plots (Ellenberg 1991). Disse indikatorværdier værdisætter planterne efter deres forekomst under forskellige næringsforhold, og der er fundet en klar forøgelse af ”kvælstof-indikator score” i skove i f.eks. Sydsverige (Tyler 1987), Schweiz (Kuhn et al. 1987), Tyskland (Ellenberg 1985, Rost-Siebert & Jahn 1988) og Frankrig (Thimonier et al. 1992).

Det er sandsynligt, at man fremover efter afdrifter og stormfald vil blive vidne til frigørelse af stadig større ”bundne” kvælstofpuljer end hidtil i skovene især i det sydvestlige Danmark. Derfor vil man muligvis kunne opleve en fremgang for kvælstofelskende og kvælstoftolerante arter på blotlagte skovjorder. Visse græsser og ruderatplanter vil antagelig få en konkurrencefordel (Bobbink & Roelofs 1995), og det er sandsynligvis ikke til gavn for skovens foryngelse.

I meget næringsfattige moser har Aaby (1994) og Risager & Aaby (1996ff) observeret ændringer i artssammensætningen og en gradvis invasion af buske og træer, der stemmer helt overens med det forventede, når kvælstoftilgangen øges. Risager (1997) vurderede, at grænsen for, hvornår ombrogene (udelukkende regnvandsforsynede) moser blev påvirket af kvælstoftilgang, ligger på ca. 2 kg N/ha/år, mens Logofret & Alexander (1984) og Morris (1991) satte grænsen for mulig invasion af træer på ombrogene moser til ca. 7 kg N/ha/år. Den omfattende invasion af træer i mange østdanske skovmoser (fattigkær) må dog snarere tilskrives vandmangel som følge af dræning og intensiv skovdyrkning i tilstrømningsområderne (Rune 1997a). Mere herom i kapitel 8.

van Dobben et al. (1993) sammenfattede tyve års forskning i den atmosfæriske depositions betydning for epifytiske mosser og laver. Han fandt, at epifyterne især blev påvirket af SO_2 og kun i mindre grad af NH_4 og NO_2 . Den epifytiske lavflora i Holland er således blevet mere artsrig siden 1973 på grund af den faldende emission af svovlforbindelser, men den er stadig særdeles fattig set over en periode på hundrede år. Hawksworth & Rose (1970) udviklede ligefrem en liste over epifytiske laver, hvorefter det skulle være muligt direkte at bedømme depositionen af SO_2 , men den kan antagelig kun anvendes i England og Wales.

7.3. Skovbundsvegetationens og dyrelivets reaktion på gødsning

Der er udført flere forsøg, der giver eksempler på skovbundsvegetationens forandring efter gødsning. I Sverige har van Dobben et al. (1999) undersøgt en lang række permanente plots, der havde været gødsket med kvælstof, fosfor, kalium, kalk og svovlsyre gennem 15 år, og han fandt, at gødskning med kvælstof havde langt den største indvirkning på vegetationssammensætningen. Vegetationen bestod før kvælstofgødskning hovedsagelig af forskellige lyngplanter (f.eks. tyttebær, hede-melbærris, hedelyng og revling), samt mosser og laver, men ændrede sig fuldstændigt efter gødskning til græsser (bølget bunke og alm. hvene) og forskellige ruderatplanter (f.eks. rødknæ, gederams og hindbær).

Gødskning med fosfor har en lignende, men svagere effekt. Gødskning med kalium virker endnu svagere (van Dobben 1993). For nylig er fosfor blevet fremhævet som et kritisk næringsstof for den tidlige vækst af nobilis-juletræer, mens kvælstof gradvis får en større betydning med stigende træhøjde (Christensen & Pedersen 1999ab).

Det lader til, at lang tids påvirkning af forholdsvis små doser kvælstof som i van Dobbens forsøg har en væsentlig større indvirkning på vegetationen, end kort tids påvirkning med store doser (Becker et al. 1992, Mälikönen et al. 1982, Kellner 1993). Således får situationer med engangsgødskning og situationer med en konstant høj atmosfærisk deposition forskellig betydning for vegetationens udvikling.

Kalkning lader til at have en langt mindre markant indflydelse på vegetationen end gødskning med kvælstof. Nogle forfattere kan konstatere en temmelig stor begunstiggelse af ruderalplanter ved kalkning af nåleskov (f.eks. Rodenkirchen 1992, Immer et al. 1993 og Leitgeb 1994), men på meget kvælstoffattige jorder kan muligvis ske en mikrobiel kvælstof-immobilisering ved kalkning, så vegetationen i stedet udvikler sig mod det mere næringsfattige (Kreutzer 1995, Simmons et al. 1996).

I forhold til skovens dyreliv har gødskning og atmosfærisk deposition en væsentlig indirekte betydning, da fourageringsgrundlaget ændres. Gødskning af vildtagre foretages især i hede- og klitegne, netop for at øge fødemængden for vildtbestanden så meget, at fouragering på omkringliggende marker undgås (Skov- og Naturstyrelsen 1998a). Gødskning af juletræsbevoksninger giver også en kraftig øget biomasseproduktion i bundvegetationen, med mindre der sprøjtes mod ukrudt. Konkurrenceforholdene mellem skovens dyr ændres radikalt ved gødskning, da visse dyrearter foretrækker af spise planter med højt kvælstofindhold, men der mangler endnu undersøgelser, der ud fra en helhedsbetragtning dokumenterer disse forskydninger i konkurrenceevnen som følge af gødskning.

7.4. Mykorrhizasvampenes reaktion på gødskning og atmosfærisk deposition

Som beskrevet i afsnit 5.4. lever de fleste skovtræer i rodmæssig symbiose med svampe (mykorrhiza), der hjælper træerne med næringssalt- og vandoptagelse, og hvor træerne til gengæld overfører sukkerstoffer til svampene. Dette samliv er af overordentlig stor betydning for skovens sundhed og vækst – faktisk har undersøgelser af rødgraners rodspidser i Sverige vist, at ofte er 95-100% af rodspidserne koloniseret af mykorrhizasvampe, og derfor sker langt størstedelen af træernes vand- og næringsoptagelse ved hjælp af svampe (Fransson 2000).

De fleste mykologer er enige om, at næringsberigelsen af Europas skove, både i form af atmosfærisk deposition og i form af gødskning, har haft en meget stor indflydelse på mykorrhizasvampene, både med hensyn til artsammensætning og med hensyn til mængden af frugtlegemer (Arnolds 1991,



Figur 14. Tiltagende atmosfærisk deposition af kvælstof er muligvis medvirkende til, at kantarellerne er blevet færre i hele Europa (Rune 1998b). Foto: F. Rune – Hårup Sande.

Gulden et al. 1992, Kårén 1997 m.fl.). Jansen & Dighton (1990) har således foreslået, at den udbredte ”skovdød” kunne skyldes en reduceret funktion af mykorrhizasvampe som følge af atmosfærisk deposition. I Holland lykkedes det allerede Jansen & van Dobben (1987) at påvise en nøje sammenhæng mellem fraværet af kantareller og nedfaldet af SO_2 , og Termorshuizen & Schaffers (1987) fandt, at forekomsten af mykorrhizasvampe i fyrreskove på 50-80 år hang præcist sammen med nedfaldet af svovl, kvælstof og ozon, men at en tilsvarende sammenhæng ikke kunne påvises i unge fyrreskove. I Danmark har Vesterholt et al. (2000) påvist klare tegn på, at kvælstofnedfaldet er en væsentlig del af årsagen til visse svampearters tilbagegang på næringsfattig bund.

Ohenoja (1988, 1989) og Kårén (1997) har ved DNA-teknik undersøgt mykorrhizasvampene i kvælstofgødskede fyrreskove og påvist, at kvælstofgødskning har en afgørende indflydelse på artssammensætningen. Nogle arter fremmes, f.eks. rødbrun mælkehat, alm. netbladhat og rød ametysthat, mens andre arter hæmmes, f.eks. rørhatte og slørhatte. Menge & Grand (1978) og Nohrstedt (1994) konstaterede en væsentlig nedgang i frugtlegemernes antal for en lang række mykorrhizadannende spisesvampe, deriblandt kantareller. Forøget kvælstofoptagelse i mykorrhizasvampenes mycelium forårsager øget glutamindannelse, og derved reduceres myceliets evne til at vokse og producere frugtlegemer (Wallander 1992).

Ritter & Tölle (1978), Ohenoja (1988, 1989, 1994) og Rühling & Tyler (1991) har alle observeret, at efter 3-5 års kraftig kvælstofpåvirkning (ca. 50 kg N/ha/år), begynder selv de N-tolerante mykorrhizasvampearter at gå tilbage, og til sidst kan mykorrhizasvampesamfundet kollapse helt. I det fælleseuropæiske NITREX-projekt 1991-1995, hvor kvælstofdepositionens påvirkning

af skovøkosystemer blev undersøgt over hele Europa, var mange forsøgsarealer i de mest luftforurenede del af Holland næsten blottet for mykorrhizasvampe (Boxman et al. 1995).

Mange mykorrhizasvampe har forholdsvis snævre krav til jordbundens surhedsgrad. For kantareller er den optimale surhedsgrad f.eks. pH=4,5-5,5, og en forsuring til blot pH=4 medfører en drastisk reduktion i udviklingen af frugtlegerer (Jansen & van Dobben 1987). Svag kalkning synes til gengæld at fremme væksten af mange mykorrhizasvampe (Agerer 1989), men generelt lader ændringer i skovbundens næringsstofniveau til at være skadeligt for den artssammensætning af mykorrhizasvampe, der er naturligt tilpasset en skovtype. Nogle arter forsvinder, uden at andre nødvendigvis kommer til (Erland 1990, Kårén 1997).

De nyeste undersøgelser bekræfter, at selv om gødskning af skovbund ændrer artssammensætningen af ektomykorrhiza-svampe kraftigt, så *mindskes* artsantallet ikke nødvendigvis. Fransson et al. (2000) kunne i Västerbottens granskove identificere godt 60 arter eller artsgrupper af ektomykorrhizasvampe fra træernes rodspidser i et prøvefelt både før og efter gødskning i ti år, men det var ikke de samme arter. Arter af slørhat gik f.eks. voldsomt tilbage, mens visse arter af barksvampe (Corticiaceae) vandt frem (Wallenda & Kotke 1998, Fransson 2000).

Det vides ikke, hvorvidt de tidligere svampesamfund kan genindfinde sig, når gødningen er udvasket af jorden eller såfremt den atmosfæriske deposition reduceres, og i givet fald, hvor mange år det tager. Det ventes de kommende års forskning at bringe ny viden om (Fransson 2000).

7.5. Konklusion og perspektiver

Som følge af de senere års forskning er de anbefalede gødskningsmængder i skovbruget blevet reduceret, og forbruget af kvælstofgødning er derfor på vej ned. Gødskning i skovbruget foretages først og fremmest i forbindelse med juletræs- og pyntegrøntproduktion, men også stedvist på magre jorder ved nyplantering og foryngelse. Korrekt kompensationsgødskning ved intensive produktionsformer som juletræsproduktion kan muligvis være til gavn for den samlede biodiversitet, men vor viden om sammenhængen mellem biodiversitet og gødskning i skove er meget mangelfuld.

Undersøgelser har dog samstemmende vist, at artssammensætningen af både svampe og grønne planter i gamle skovområder ændres radikalt ved gødskning, men at antallet af arter ikke altid reduceres. Bortgødskede arter erstattes ofte af andre (og mindre naturlige) arter. En udjævning af skovens naturlige variation i gødningstilstand vil alt andet lige virke negativt på biodiversiteten.

Den atmosfæriske deposition af kvælstof overstiger langt træernes behov til vedtilvækst, og det skaber risiko for, at skovøkosystemerne efterhånden bliver mættet og begynder at afgive kvælstof ved udvaskning til grundvandet. I

meget næringsfattige moser har kvælstofdepositionen muligvis allerede forårsaget floraændringer, og der er tegn på en fremgang for kvælstofelskende planter i store dele af Europas skove. De mykorrhizadannende svampe, der hjælper skovens træer med vand- og næringsoptagelse, lader til at være væsentligt påvirket, da forøget kvælstofoptagelse biokemisk hæmmer svampenes funktion og vækst. Dette kan have betydning for træernes sundhed.

8. Dræning og afvanding i skovbruget

Flemming Rune

8.1. Vandet og biodiversiteten

Vandet i skoven er den mest afgørende forudsætning for liv og vækst, både for skovens træer og for hele den flora og fauna, der hører skovsamfundene til. Skovens biodiversitet er på mange måder styret af fugtforholdene. Høj vandstand skaber vådområder som søer, moser, skovsumpe, vandløb og væld, hvor mange af skovens plante- og dyrearter holder til, stabile fugtforhold skaber gode fødemuligheder for skovens dyr, og vandet er en forudsætning for at skovens nedbryderføddekæder kan fungere. Vandet skaber variation i form af lysninger i skoven og er i høj grad bestemmende for træartsfordelingen. Møller (2000a) har for nylig gennemgået vandstandens betydning for biodiversiteten, sammenfattet i tabel 6.

Tabel 6. Eksempler på vandstandens betydning for biodiversiteten i danske skove. Sammenfattet fra Møller (2000a).

Vandstanden i skoven:

- genererer specifikke biotoper
- generer levesteder for specifikke arter
- har i form af våde lavninger betydning for mange fugles og pattedyrs fouragering
- er en generel artsfordelende faktor
- skaber variation, gradienter, lysninger mv.
- skaber under urørte forhold større form- og aldersvariation på træer
- skaber i form af vådområder og vådbundsskov et gunstigt skovklima

Høj vandstand:

- medvirker til at bevare fortidsminder og geologiske "arkiver" (tørv, gytje)
 - begrænser omsætningen af organiske sedimenter og fremmer tørve- og humusophobning
 - fremmer generelt grundvandsdannelsen
 - kan øge reduktionen af nitrat til frit kvælstof
-

I naturtilstanden vil en stor del af det nuværende skovareal bestå af vådområder. Rune (1997a) viste, at over 20% af de nordøstsjællandiske statsskoves areal i naturtilstanden bestod af vådområder, et forhold der tilsyneladende var gældende for store dele af det østlige Danmark (se også Dalsgaard 1985). I løbet af 1800-tallet blev en stor del af de danske skove imidlertid drænet og afgrøftet for at øge det vedproduktive areal, og i dag er kun 3,5% af skovarealet i de østdanske skove vådområder. Omtrent samtidig blev mange forholdsvist åbne løvskove afløst af tætte granskove, der har et langt større vandforbrug, ikke mindst i kraft af den større fordampning af nedbør fra trækronerne (over halvdelen af årsnedbøren) (Rune 1997a).

Den effektive dræning og øgede fordampning har tilsammen medført en udbredt sænkning af de øvre (sekundære) grundvandsspejl i de danske skove. Vandindvinding har endvidere forårsaget sænkning af det primære grundvandsspejl oven på Danmarks kalkundergrund med stedvis over 10 meter,

f.eks. på Midsjtjylland og visse steder i Nordøstsjælland. Disse ændringer i skovens vandrighed har medført en væsentlig reduktion af biodiversiteten, først og fremmest gennem tabet af mange fugtigbundslokaliteter, men også ved et generelt tørrere miljø i produktionsbevoksningerne.

8.2. Skovdræningens baggrund og historie

Set fra et produktionsmæssigt synspunkt er det indlysende, at der vil være en gevinst ved at bortlede vand fra lavninger med sid bund, vådområder og arealer med periodisk høj grundvandstand. Møller (2000a) har opsummeret argumenterne for at bortlede vand fra skovmiljøet (tabel 7):

Tabel 7. Eksempler på produktionsmæssige grunde til at bortlede vand fra skovbevoksninger. Sammenfattet fra Møller (2000a).

Bortledning af vand kan muliggøre:

- øget iltning af jorden
 - øget omsætning i jorden
 - øget tilvækst (højere bonitet) bl.a. gennem en udvidelse af træernes rodrum
 - højere kævlekvallitet for flere træarter, især bøg, og dermed større værditilvækst
 - øget stormfasthed gennem udvidelse af træernes rodrum
 - udvidelse af det skovbevoksede areal gennem afvanding og tilkultivering af vådområder
 - forbedrede dyrkningsforhold gennem fjernelse af "trækhuller", frosthuller og indre rande
 - forskydning af træartsvalget mod mere teknisk-økonomisk værdifulde træarter:
f.eks. fra el, birk og asp til ask og bøg – samt fra pil, birk og el til gran
 - fjernelse eller mindske af hydrologiske tærskler
-

I agerlandet påbegyndtes den effektive dræning af vådområder i årtierne efter udskiftningen (se f.eks. Sarauw 1831), og i 1820'erne og 1830'erne bredte dræningsarbejderne sig til både private og statslige skove. I statsskovene og på mange store godser var udgravningen af åbne hovedgrøfter med sidegrøfter (ledegrøfter og stikgrøfter) til 70-90% af vådområderne tilendebragt i 1850'erne (Rune 1997a, Møller 2000a) og tilkultiveringen af disse, typisk med rødgran, var fuldendt. En senere detailldræning af den halvfugtige bund, hvor der ikke var tørveddannelse, men hvor et højtliggende vandspejl påvirkede træproduktionen, blev mange steder gennemført i 1950'erne med maskineringen af skovbruget (Thorning 1985). Derved her stort set alle danske skovområder, hvor vandet har kunne påvirke dyrkningsforholdene negativt, været udsat for dræning.

Fra 1977 og helt frem til 1997 eksisterede for de private skove en statslig støtteordning, der gav tilskud til bl.a. "skovforbedrende foranstaltninger", og i årene 1989-1997 blev udbetalt 3,15 millioner kroner til forbedring eller anlæg af 700 km grøfter (Skov- og Naturstyrelsen 1998b). Dræning af skovjorden foretages således stadig overalt i skovbruget, omend der fra en del sider er rejst spørgsmål om dels det økonomisk og økologiske forsvarlige i omfanget (se bl.a. Møller 2000a). Omfanget af grøftesystemerne udgør i dag typisk 25-100 meter grøft pr. hektar, stedvis langt mere. Regnes med et gennemsnit på 50 meter pr. hektar, betyder det, at der eksisterer over 20000 km åbne drænggrøfter i de danske skove. De årlige udgifter til oprensning og



Figur 15. Måske findes i dag mere end 20.000 km åbne drængrøfter i danske skove; en umådelig arbejdsindsats, der har muliggjort en udvidelse af dyrkningsarealet, men på bekostning af biodiversiteten. – Foto: H. Staun. Fårevejle Skov, Langeland.

vedligeholdelse af skovenes drængrøfter løber antagelig op i et tocifret millionbeløb (Møller 2000a).

Gennem de seneste årtier har der dog bredt sig en væsentlig øget opmærksomhed om de tilbageværende vådområders naturkvaliteter, og med indførelsen af Naturfredningsloven i 1978 påbegyndtes en administrativ beskyttelse af vådområderne. Efter Skovlovsrevisionen i 1989 har alle vådområder i skovene været beskyttet. De ”må ikke dyrkes, afvandes, tilplantes eller på anden måde ændres” (Skov- og Naturstyrelsen 1990), dvs. der må ikke laves initiativer, der ændrer deres tilstand. Eksisterende afvandingssystemer må dog gerne vedligeholdes og er i udstrakt grad blevet det.

Aaby & Baagøe (1991) påpegede i Naturfredningsrådets skovstrategi vigtigheden af at ”forsinke” den overfladiske afvanding af skovene til gavn for planter og dyr i vådområderne og nedsivningen til grundvandsmagasinerne. Den miljømæssige nytte og gavn for biodiversiteten af disse forhold er vel-dokumenteret (se bl.a. Møller 2000a). I statsskovene er siden Naturskovsstrategiens publicering i 1994 sket vandstandsstigninger som følge af grøftelukninger på 1335 hektar, heraf knap halvdelen på arealer omfattet af strategien (Paulsen 2000ab). Det svarer til knap 1% af det samlede statsskovareal.

8.3. Ændringer af skovens vandbalance

Ud over den bevidste dræning af skovlandskabet ved grøftning er der siden første halvdel af 1800-tallet sket en voldsom ændring af de dyrkede skoves vandbalance som følge af øget fordampning fra arealerne. Dette skyldes dels træartsvalget, der gennem 1800-tallet fik en gradvis større overvægt af nåletræ, dels den optimerede arealudnyttelse i driften af selve bevoksningerne.

Det er velkendt, at evapotranspirationen fra skovklædte arealer er væsentlig højere end fra græsmarker, og at nogle træarter transpirerer væsentlig mere end andre (Müller 1967), og det er påvist, at de øvre grundvandsspejl under skovklædte arealer falder efterhånden som bevoksningerne vokser til (Otto 1994). Holstener-Jørgensen (1961) målte, at det øverste grundvandsspejl under en rødgranbevoksning i Sydsjælland steg 1,5 meter efter renafdrift af arealet, men at det gradvis begyndte at falde tilsvarende i vækstsæsonen, efterhånden som en ny kultur voksede op. Dette gælder alle træarter, men i forskelligt omfang, som nævnt i kapitel 5.

Mest begrænsende for det vandoverskud fra de træbevoksede arealer, der skal forsyne skovens vådområder med vand, er antagelig den meget store fordampning af regnvand fra det tætte kronetag (interceptionen). Mitscherlich (1981) angiver, at i en sluttet højskov af bøg udgør kroneopfanget ca. 0,6 mm af hver regnbyge, mens en sluttet højskov af gran kan have et kroneopfang på op til 4 mm. Ulrich (1980) vurderede, at interceptionen ved en årsnedbør på 500 mm alt efter bygefordelingen udgør omkring 40% i en sluttet højskov af bøg, omkring 60% i en sluttet højskov af gran (*Picea sp.*) og op til 80% i en sluttet højskov af ædelgran (*Abies sp.*). Den præcise betydning under danske forhold studeres og beregnes i disse år i Gribskov (Rune, upubl.)

Der er ikke tvivl om, at interceptionen i dyrkede skove har en voldsom indflydelse på skovenes vandbalance og væsentlig større end i urørt skov. Den årsnedbør, der når gennem kronetaget til skovbunden i en gennemsnitlig, sluttet nåletræsbevoksning med gran eller ædelgran i Danmark er således næppe meget større end årsnedbøren i Timbuktu i det vestlige Sahara (ca. 200-250 mm; Cappelen & Jensen 1988), hvor man har overgangen mellem busksteppe og ørken.

Nogle hydrologer har tvivlet på interceptionens negative betydning på grund af en antagelse om, at regnvand fordampet fra en vegetationsoverflade vil medføre en tilsvarende reduktion af transpirationen gennem blader og nåles spalteåbninger. Leyton et al. (1967) har dog vist, at interceptionen fra rødgranbevoksninger er adskillige gange så stor som den naturlige transpiration.

Gennem 1800-tallet ændrede træartsvalget sig afgørende i mange danske skove. I den sydlige halvdel af Gribskov (tidligere Nødebo Statsskovdistrikt) udgjorde rødgran således 19% af det træbevoksede areal i 1834, 27% i 1855 og 38% i 1878 (Rune 1997a). Sammen med optimeringen af arealudnyttelsen i hele bevoksningernes omdriftstid har dette betydet et dramatisk fald i tilstrømningen til skovens vådområder, og netop for en del af Gribskov som model-område er betydningen af disse ændringer i træartsvalget for mosernes vandrigdom i øjeblikket under beregning (Rune, upubl.).



Figur 16. Vandknapheden i næringsfattige moser har mange steder gjort det muligt for rødgran at selvså sig på moseflader, der ellers har været træløse siden istiden. – Foto: F. Rune – Gribskov.

8.4. Vandknaphedens følger for flora og fauna

Det er hævet over enhver tvivl, at de danske skove i sidste halvdel af 1900-tallet har været tørrere end nogensinde før, og først gennem de allerseneste år er der sket en ændring i værdsættelsen af vandet med tanke på dets gavn for biodiversiteten. Som nævnt i det foregående er der både sket bortledning af vand for bevidst at sænke det øverste grundvandsspejl, og fordampningen er utilsigtet forøget, så afløb fra bevoksninger er svundet ind eller helt ophørt.

I praksis har sluttede granbevoksninger stort set intet nedbøroverskud til afløb under danske forhold. Derfor er skovbundens overflade næsten gold i tætte danske granskove. Besøger man tilsvarende granskove i meget nedbørige områder af Europa, f.eks. Irland, Wales eller det sydvestlige Norge, vil man finde en rigdom af skyggetålende, men fugtkrævende mosser, alger og karsporeplanter. Derfor må man erkende, at grandyrkning i Danmark i ensaldrende sluttede, bevoksninger med den eksisterende nedbør kun vil have mulighed for at rumme en særdeles ringe biodiversitet i sig selv, både hvad angår levesteder, epifyter og skovbundsarter. Desuden kan arealer med sluttede granbevoksninger ikke eller kun i ringe grad bidrage med overskudsvand til vådområder inden for deres tilstrømningsområde (Rune 1997a).

Både som følge af udgrøftning/dræning og som følge af manglende tilløb har periodisk eller konstant sænkning af vådområdernes vandspejl medført en radikal ændring af disses vegetation. I de fleste tilfælde har en vandstands-sænkning i moser været efterfulgt af tilplantning med rødgran eller sitka-gran, sjældnere har arealerne fået lov at blive dækket med selvsået birk eller

gran. Beplantning eller tilgroning af gammel mosebund med gran betyder, at stort set *alle* plantearter, der hører mosesamfundene til bliver udryddet (Rune 1997a), at vådområderne ikke længere kan bidrage med den hidtidige mængde insekter og smådyr til skovens fødekæder, at vildtet må søge sølepladser andre steder, og at arealet fremdeles kun kommer til at indeholde ganske få arter.

Vegetationen i de næringsfattige moser - højmoserne og ekstrem-fattigkærene – udgør en af de sidste rester af helt ”naturlig” vegetation i Danmark, og den udgøres til dels af tørveproducerende planter i en unik mosaik, der er opstået som følge af århundreders udvikling påvirket af menneskehånd. Det tager 10-20 år at udtørre og bortskygge den naturlige vegetation i en næringsfattig mose ved opvækst af f.eks. rødgran, men det vil antagelig tage århundreder at genskabe den fuldt ud. Et naturgenopretningsprojekt påbegyndt i den næringsfattige mose Hjortesøle på Frederiksborg Statsskovdistrikt i 1995 har dokumenteret, hvordan en tørvemoses gendannelse sker år for år i den tidligste fase efter afskovning, men samtidig antydet hvilken meget lang tidshorisont med aktiv naturpleje man må arbejde under, hvis man ønsker at opnå en stabil og bæredygtig mosevegetation (Rune, in prep.)

De mere næringsrige moser er blevet drænet med endnu større iver og effektivitet på grund af det større dyrkningspotentiale. I en del tilfælde har de dog været holdt lysåbne gennem mange år på trods af dræning for at kunne udnyttes som enge til høslæt, og dette har givet en ren kulturbetinget, men meget artsrig og divers vegetation (Larsen et al. 1995). De fleste høenge lå førhen ikke i agerlandet, men i skovene (Worsøe 1986). Da naturværdierne på skovengene imidlertid er betinget af fortsat høslæt, er de forsvundet langt de fleste steder og kan kun opretholdes ved intensiv naturpleje (Rune et al. 1999).

DEL 3 – Særlige driftstyper og beskyttelse af biodiversiteten

9. Plukhugstskov

Flemming Rune

9.1. Plukhugst som driftsform

Før den ordnede skovdrift blev indført i Danmark, blev skovenes træer udnyttet ved en slags ”tilfældig” *plukhugst*, hvilket i realiteten betød, at man fældede, hvad man havde brug for og lod naturen sørge for genvæksten. Fra middelalderen og frem til omkring 1800 kunne genvæksten mange steder ikke holde trit med udnyttelsen, og mange skovområder blev ændret til krat og overdrev eller inddraget til agerbrug. Den tilbageværende skov kom til at fremstå som en fragmenteret blandingsskov af naturligt hjemmehørende og tilfældigt indslæbte træarter fordelt efter de forhåndenværende naturforhold.

Hvordan plukhugstskoven fremtrådte var bestemt af udnyttelsesgrad, reproduktionsevne, lokale og regionale naturforhold, højeste grundvandstand, udnyttelseshistorien mange generationer tilbage, græsningstryk og en lang række andre forhold. Alle disse variable var afgørende for biodiversiteten i området, men i reglen må den antages at have været større end i nutidens skove som følge af de mange pletter med stor tilgang af lys og vand til skovbunden. Ét var dog sikkert: der var en ringe udnyttelse af skovarealets produktive kapacitet i forhold til ordnet skovdrift.

En form for ordnet plukhugst er udviklet i Mellemeuropa på grundlag af alpe-egnenes oprindelige bondeskovbrug. Denne ordnede plukhugst medfører ikke en naturlig, vedvarende skovtilstand, men er blot et særligt stadium, der fastholdes gennem en meget streng hugst- og foryngelsesplan (Henriksen 1988).

Ordnet plukhugst blev i begyndelsen af dette århundrede udlagt som i visse henseender produktionsmæssigt overlegent i forhold til renafdrifter (Biolley 1901), men det er senere betvivlet (Mitscherlich 1952, Trepp 1974), omend der også er overbeviste fortalere (f.eks. Schütz 1994, 1997). Der er dog almindelig enighed om ordnet plukhugsts berettigelse til hindring af erosion og laviner i bjergegne.

I den idealiserede, ordnede plukhugst, der vel driftsmæssigt kan betegnes som ”skovarealer hvor alle driftstiltag (plantning, tynding, afdrift) foretages samtidig”, indgår adskillige træarter, både løv- og nåletræer, men der er eksempler på ordnet plukhugst praktiseret i bevoksninger med én eller kun få arter. Plukhugstarealer med bøg findes kun ret få steder i Europa (Biehl 1991 ref. Schütz 1999, Schütz 1992).

Med inspiration i den ”uordnede” plukhugst, som blev praktiseret i Europa i århundrederne for den ordnede plukhugst, har Skov- og Naturstyrelsen (1994a) opstillet en række principper for bevidst naturvenlig variant af ”plukhugst”. Principperne er til brug på danske skovarealer beskyttet under Naturskovsstrategien. Disse principper har ikke meget at gøre med de produktionsøkonomiske tanker, der ligger bag de mellemeuropæiske plukhugstprincipper, men er først og fremmest tænkt som en biodiversitetsfremmende foranstaltning, der kan skabe stabile og forbedrede livsvilkår for planter og dyr, der hører hjemme i skovsamfundene.

Tabel 8. Naturskovsstrategiens principper for plukhugst på statsskovarealerne (omarbejdet efter Skov- og Naturstyrelsen 1994a).

Naturskovsstrategiens principper for plukhugst i Danmark:

- skovarealet holdes vedvarende dækket af skov bestående af flere træarter og -aldre i blanding.
 - træer hugges med forskellige formål: lysning for naturlig opvækst og skovbundsflora, tynding af hensyn til undertrykte træer, udnyttelse af særlig værdifulde træer, osv.
 - 5-10 træer/hektar skal henstå til naturligt forfald, og et væsentligt antal træer holdes længere end normal omdriftsalder.
 - foryngelse sker ved naturlig opvækst. Arter, der har vanskeligt ved at forynge sig kan dog indplantes med lokalt materiale.
 - alle træarter, der indgår i naturforyngelsen, bør søges opretholdt i bevoksningen, f.eks. pil, birk, asp, røn, elm, løn m.fl.
 - tynding og udrensning må ikke ensidigt favorisere en enkelt træart.
 - nåletræ kan optræde i indblanding eller være hovedtræarten (fyr).
 - jordbearbejdning begrænses mest muligt og undlades helt, hvor naturforyngelse plejer at ske, selv om det medfører lysninger.
 - afvanding begrænses mest muligt.
 - sprøjtning og gødskning undlades.
-

Kernen i Naturskovsstrategiens plukhugstprincipper er at opretholde et vedvarende skovdække og så vidt muligt lade naturen sørge for skovens foryngelse. Man giver ikke afkald på at udnytte værdifulde træeffekter eller på muligheden til at skabe små lysninger (gaps) i skoven (Jessen & Buchwald 1997). Det er i høj grad det samme, der gør sig gældende i mange principper for ordnet plukhugst, og i den danske model er understreget en række undladesregler (ingen jordbearbejdning, afvanding, sprøjtning, gødskning og så vidt muligt heller ingen plantning), der har biodiversitetsbeskyttende funktion.

9.2. Status for plukhugst i Danmark

Fra år 2000 vil 4600 hektar statsskov være udlagt til plukhugst efter Naturskovsstrategiens principper, og der er lavet fredningsaftaler og skovlovsaftaler om udlæg af yderligere godt 3000 hektar privatskov til plukhugst. Hertil kommer en lang række små private skove, der ikke dyrkes som traditionelle produktionsskove, men som udelukkende er blevet anvendt til f.eks. jagt og brændehugst. Disse skove drives i en form for plukhugst med vedvarende skovdække og uden større kulturarbejder. Arealet af disse kendes ikke.

En del skove, der er drevet med en form for plukhugst, bliver påført andre,

gamle driftspåvirkninger som stævning eller græsning, og de er nærmere beskrevet i kapitel 10-11, samt for egekrattenes vedkommende i kapitel 12. Deres areal beløber sig til højst få tusind hektar.

En form for ordnet plukhugst er praktiseret få steder i Danmark, bl.a. med ask og ær på det tidligere Boller Statsskovdistrikt (Sabroe 1942, 1959) og med bøg på Overgaard (Bjerke & Andersen 1956). Måske var der nærmest tale om en konvertering fra traditionel drift, der aldrig rigtig lykkedes. I hvert fald medførte de produktionsmæssige resultater, at der ikke har været arbejdet videre med disse forsøg i Danmark.

9.3. Plukhugst og biodiversitet

Da plukhugst i alle sine variationer i virkeligheden omfatter mange forskellige økologiske påvirkninger, vil plukhugstdriftens betydning for biodiversiteten i høj grad afhænge af, hvor kraftigt forskellige påvirkninger kommer til udtryk. Konsekvenserne af plukhugst (som også kan opnås ved visse andre driftsformer): det vedvarende skovdække og den fintmaskede aldersmosaik, giver som udgangspunkt mulighed for tilstedeværelse af en lang række arter, der alle stiller store krav til kontinuitet i skovklimaet. Det kan skyldes en lav spredningsevne, særlige krav til lys og fugt, krav om konstant tilstedeværelse af værtstræer, eller at arten indgår i komplekse og langsomt udviklede samspil med andre arter (se bl.a. Hermy et al. 1993, Rune 1996, Rald 2000).

Den fleretagerede struktur, der antagelig kan opnås ved brug af Naturskovsstrategiens plukhugst-principper, og reglen med at efterlade 5-10 træer til naturligt forfald på plukhugstarealer samt at holde et væsentligt antal træer længere end normal omdriftsalder, vil sandsynligvis kunne få en væsentlig, gunstig indflydelse på bl.a. skovens fugleliv (Dickson et al. 1983, Hansen et al. 1991, Schieck et al. 1995, 2000, Annand & Thompson 1997). Betydningen for fuglelivet af den vertikale struktur i skoven er blevet påpeget af især MacArthur & MacArthur (1961) og Capen (1985), mens betydningen af den horisontale mosaik blev overbevisende påvist af Roth (1976). Costello et al. (2000) har vist, hvordan en form for plukhugst (group selection harvest) i høj grad kan beskytte det særlige fugleliv knyttet til gammel skov, mens renafdrifter medfører indvandring af helt andre "tidlig-successions-arter".

I de danske principper for plukhugst under Naturskovsstrategien er nævnt, at træer bør hugges med forskellige formål, heriblandt også lysning for naturlig opvækst og skovbundsflora. Som nævnt i kapitel 5 er mange skovbundsplanter overlevelse betinget af lysninger, i det mindste som pletter i en relativt fintmasket mosaik. Overalt i Danmark har man eksempler på skove, hvor plukhugstdriften i 1800-tallet blev afløst af fladedrift (typisk af bøg eller gran) med det resultat, at alle skovens lyskrævende arter er forsvundet. Allerede Wiinstedt (1925) viste f.eks. hvordan Charlottenlund Skov nord for København omkring hundrede år tidligere havde mistet en for danske forhold enestående, lyskrævende skovbundsflora med bl.a. otte orkidéarter (heriblandt den nu i Danmark udryddede poselæbe) på grund af den gamle plukhugstdrifts afløsning af bøgehøjskov i fladedrift.



Figur 17. Endnu i 1825 voksede orkidéen poselæbe i Charlottenlund Skov sammen med syv andre orkidéer. Da plukhugsten blev opgivet, lavningerne blev drænet og arealet ændret til bøgehøjsskov i fladedrift, forsvandt de alle. I dag er poselæbe udryddet i Danmark. Foto: F. Rune – Bardonecchia, Rochemolles, Italien.

Et andet princip for plukhugstarealer under Naturskogsstrategien er at jordbearbejdning for selvforyngelse bør begrænses mest muligt og undlades helt, hvor naturforyngelse plejer at ske. Der foreligger endnu ikke forskningsresultater, der sikkert dokumenterer jordbearbejdningens indflydelse på biodiversiteten, men igangværende undersøgelser i Gribskov (Rune, upubl.) tyder på, at fladeharvning påvirker såvel skovbundens karplanter som mykorrhizasvampe (og sandsynligvis mange andre organismegrupper) voldsomt i flere årtier efter jordbearbejdningen. Umiddelbart forekommer fladeharvning at være ødelæggende for de fleste organismer tilknyttet jordbunden, dels på grund af den mekaniske forstyrrelse af jordbundsoverfladens struktur, dels på grund af den ofte meget tætte selvforyngelse, der opnås, men efter nogle årtier vil jordbunden opnå en ny stabilitet, og en del arter vil antagelig have overlevet behandlingen. Forskning, der dokumenterer disse forhold, er særdeles påkrævet.

Den mulige betydning af øvrige biodiversitetsfremmende driftsprincipper under Naturskogsstrategien (f.eks. artsudvalg, begrænsning af afvanding, ingen brug af gødning og pesticider) er omtalt i kapitel 5-8 i denne rapport.

9.4. Vedvarende skovdække og biodiversitet

Det vedvarende skovdække, der kan opnås ved f.eks. plukhugst, skærmforyngelse og stævningsdrift, anses af mange for at være det måske vigtigste vilkår for biodiversitetens udvikling og status i skovene (f.eks. Hermý et al.

1993, Peterken 1994, Honnay et al. 1998, Graae 2000). Der er dog regionalt store forskelle i vedvarighedens betydning (Peterken & Game 1984, Wulf 1997), og Dzwonko & Loster (1990) viste, at i skove på meget mager, sandet bund har skovkontinuiteten ikke så stor betydning for vegetationens arts-sammensætning som på fed, leret bund. I Danmark har vi to større, regionale undersøgelser af skovkontinuitetens betydning specielt for floraen, dels i skovene på Røsnæs (Petersen 1994), dels i Himmerland og Horns Herred (Graae 2000). Hertil kommer en del mindre studier i lokale områder, typisk med lister over indikatorarter for skovkontinuitet udvalgt på et erfaringsmæssigt grundlag (se i det følgende).



Figur 18. Vedvarende skovdække kan også opnås i granbevoksninger på mager bund. Den naturforyngede rødgran på gammel hede bund står hér under en 100-årig skærm. Foto: F. Rune – Gludsted Plantage.

Adskillige forfattere har udarbejdet lister over karplantearter med særlige krav til vedvarende skovdække og kontinuitet i skovklimaet (f.eks. Peterken 1974, Hermy & Stieperaere 1981 og Kirby 1988), og specielt for danske forhold er udarbejdet lister med op til 70 arter (Worsøe 1988, Løjtnant & Worsøe 1990 og Pedersen & Løjtnant 1992). Inden for svampene er tilsvarende lister opstillet for Danmark af bl.a. Vesterholt & Knudsen (1990), Petersen (1998) og Heilmann-Clausen & Christensen (2000b); for laverne af bl.a. Søchting & Christensen (1989); for insekterne af bl.a. Torp (1987, 1994) og Martin (1997). Også for mosser, fugle, snegle og flere andre organismegrupper findes lister over arter med store krav til skovkontinuiteten. I alt er antagelig mellem 500 og 1000 arter udpeget som vedvarigheds-indikatorer, dvs. arter, der kun kan overleve i dyrkede skove med vedvarende skovdække.

Hermy et al. (1999) forsøgte at klarlægge de karakteregenskaber ved nogle skovbundsarter, der får dem til at foretrække kontinuitet i skovmiljøet. De konkluderede, 1) at kontinuitetsbetingede arter er mere stress-tolerante end andre, 2) at de vokser på jordbund, der er middel-fugtig, har neutral pH og hverken særlig højt eller særlig lavt kvælstofniveau, 3) at de sjældent er enårige, og 4) at de typisk har overvintrende knopper i eller under jordoverfladen. Mest afgørende betydning har muligvis planternes sprednings- og etableringsegenskaber (Dzwonko & Loster 1989, 1992), men da disse er særdeles vanskelige at undersøge, findes der mange modstridende udsagn. Der er dog bred enighed om, at fragmenteringen af landskabet skaber problemer for overlevelsen af mange arter, og teorien om "metapopulationer" kæder overlevelsen sammen med dels afstanden mellem lokale populationer og dels populationernes arealmæssige udbredelse (Hanski 1999, Honnay 2000).

Frøbanker i jorden lader ikke til at spille nogen større rolle for skovbundsplanter. Selv om forholdene er dårligt undersøgt, tyder alt på, at de fleste skovbundsarter har meget kortlivede frø (Thompson et al. 1997). I Danmark har Kjellson (1992) vist, at frøbanken i danske løvskove kun i ringe grad stammer fra skovbundsarter i bevoksningerne, men snarere er blevet spredt dertil gennem forskellige forstyrrelser af skovmiljøet (vejanlæg, afdrifter etc.). Mange skovbundsarter lader til at leve umådelig længe og individerne i populationerne bliver skiftet ud langsomt. F.eks. kan enkeltplanter af blå anemone og sanikel blive flere hundrede år gamle, og det kan tage over ti år førend de begynder at blomstre (Inghe & Tamm 1985).

En række "sideeffekter" af vedvarende skovdække, f.eks. muligheden for en konstant tilgang af dødt ved og udviklingen af særlige småhabitater, har stor betydning for mange andre organismegrupper. Dette behandles nærmere i kapitel 13.

9.5. Konklusion og perspektiver

Det vedvarende skovdække er en veldokumenteret forudsætning for mange hundrede plante- og dyrearters overlevelse i skovmiljøet. Det er ikke altid tilstrækkeligt, at tabte levesteder genskabes i de bevoksninger, der følger efter en renafrift, da det historiske forløb (skovkontinuiteten) i høj grad er bestemmende for, hvilke organismer, der når at indfinde sig. Nye undersøgelser har f.eks. vist, at bøg dyrket på et skovareal med løvskovskontinuitet helt tilbage til middelalderen har mistet en stor del af sin bundflora (f.eks. hvid anemone), hvis kontinuiteten har været brudt af en generation rødgran i forrige århundrede (Rune, 2001b, in prep.).

Naturskovsstrategiens plukhugstprincipper omfatter en række særlige naturskønsyn, der ikke tager sigte på vedproduktionen, men som er til gavn for biodiversiteten. At efterlade 5-10 træer til naturligt forfald på plukhugstarealer samt at holde et væsentligt antal træer længere end normal omdriftsalder vil kunne hjælpe med til at bevare det særlige fugleliv, der er knyttet til gammel skov, mens renafrifter medfører indvandring af helt andre ”tidlig-successions-arter”. Andre organismegrupper som laver, svampe og insekter vil også nyde godt af dette princip.

Jordbearbejdning for selvforyngelse foretages især under bøg i de fleste egne af landet, men der foreligger endnu ikke forskningsresultater, der sikkert dokumenterer jordbearbejdningens indflydelse på biodiversiteten. Igangværende undersøgelser tyder dog på, at fladeharvning påvirker såvel skovbundens karplanter som mykorrhizasvampe, smådyr og mikroorganismer så voldsomt i flere årtier efter jordbearbejdningen, at det vil vare mange år, førend de hidtidige organismer genindfinder sig – om nogensinde. Naturskovsstrategiens princip om, at jordbearbejdning for selvforyngelse bør begrænses mest muligt og undlades helt, hvor naturforyngelse plejer at ske, vil kunne efterleves ved kun at jordbearbejde i smalle striber eller små pletter – et princip, der muligvis vil kunne anvendes på langt de fleste, danske bøgeskovsarealer uden problemer for skovens foryngelse.

10. Stævningskov

Flemming Nielsen & Flemming Rune

10.1. Stævning som driftsform

Stævningsdrift er en form for *lavskovsdrift*, hvor træerne med nogle års mellemrum fældes ved stødet, men skyder igen det følgende år, så plantning undgås. Stævningsskove kaldes også *kratskove*, eller på langelandsk meget betegnende *stubhaver*. Da stævningsdriften forudsætter stødskudsdannelse,



Figur 19. Mange træarter har en fantastisk evne til at skyde fra roden, og stævnede ellesumpe kan blive særdeles tætte på kun få år. Foto: F. Rune – Lehnsgård, Bornholm.

er det klart, at kun træarter, der har evnen til at sætte stødskud, findes i stævningsskovene. Det er fortrinsvis hassel, ask, navr, elm, stilkeg og i nyere tid ær - lokalt kan også arter som rødæl, avnbøg og fuglekirsebær dominere. Lind forekommer sjældent, men den tåler udmærket stævning. Bøg tåler ikke så godt stævning som de øvrige, nævnte arter, og den indtager ikke en dominerende rolle i stævningsskoven på de frodige jorder. Oftest optræder en række træarter samtidig og i en dynamisk blanding (Staun & Klitgaard 2000).

Antallet af år mellem stævningerne har i traditionel stævningsdrift været afhængigt af, hvilket produkt der var behov for. Ønskede man brænde, var perioden relativ kort, i reglen 10-20 år, og i de rene hasselskove, hvor produktet kunne være fletmateriale til hegn eller husbygning, har omdriftstiden formentlig været endnu lavere, 6-12 år. For den helt specielle stævningsdrift, der fandt sted i de tidligere udstrakte ellesumpe har omdriften dog været forholdsvis lang, måske 40-50 år. Uden tilbagevendende totale eller meget kraftige afskovninger mistes de vigtigste naturværdier imidlertid i stævningskoven (Staun & Klitgaard 2000). En særlig form for stævningsskov, der undertiden er kombineret med kreaturgræsning de første år efter hver stævning, finder man i de jyske egekrat, som beskrevet i kapitel 12, og i Nordjylland findes mindre arealer med bøgekrat fremkommet ved stævning, ”bøgerøller”.

Staun & Klitgaard (2000) har udarbejdet en aktuel og detaljeret status over stævningsskovene på Fyn og Langeland, hvor nogle af landets bedste eksempler på driftsformen findes, og sammen med de klassiske arbejder af Abell (1943, 1952) og Worsøe (1979) danner den en stor del af grundlaget for dette kapitel.

10.2 Stævningsdriftens historie

I Åmosen på Vestsjælland har man fundet et fiskerusesystem lavet i det femte årtusind før Kristi fødsel og fremstillet af henved 700 flettede hassel- og pilekæppe. Så mange rette kæppe i samme tykkelse har man vanskeligt ved at finde i en urskov, og derfor tolkes fundet som bevis på stævningsdrift helt tilbage i jægerstenalderen (Sjöbeck 1964). Dermed er stævningsdrift den tidligste form for skovdrift i Danmark, og den ældste kulturpåvirkning af landskabet, der stadig praktiseres.

Det vides ikke, om stævningsdrift har været udført på samme måde helt fra stenalderen til 1800-tallet, men grundidéen har altid været den samme: at man uden nogen investering eller hugstplan tager, hvad man har brug for, og overlader genvæksten til sig selv. Derfor har stævningsskovene været stærkt påvirket af befolkningstryk og af de vekslende behov, som landbefolkningen har haft gennem tiderne. (Fritzbøger 1994).

De væsentligste produkter fra stævningsskovene har antagelig været brænde, gjærdsel (hegnsmateriale), husbygning (kæppe til tækning, lerklining og fletbeklædning) og måske i perioder hø fra de løvenge, der nogle gange bredte sig mellem de stævnede træer (Worsøe 1979). Stævningsskovene indeholdt

som regel en del overstandere, og fra middelalderen og frem til udskiftningen tilhørte ”overskoven” typisk kongen, kirken eller en godsejer, mens bønderne havde visse rettigheder til at udnytte kratskoven under neden. Med udskiftningen blev indført et præcist ejerskab til jorden, og det banede vejen for at let at rydde stævningsskovene til fordel for agerjord. Fredsskavsforordningen i 1805 koncentrerede sig om ”overskoven” og beskyttede ikke kratskovene. De blev ofte overladt bønderne til opdyrkning som erstatning for tabte rettigheder.

På Fyn svandt stævningsskovene således ind fra ca. 11000 hektar til 2700 hektar i årene 1806-1880 (Oppermann 1896, Weismann 1900), og f.eks. på Tåsinge forsvandt samtlige 70 hektar stævningsskov helt i samme periode. Fra 1940 til 1990 blev stævningsskovenes areal yderligere reduceret fra ca. 2000 hektar til 452 hektar (Fyns Amts 1990).

Den markante tilbagegang for stævningsdriften over de seneste 200 år har flere forklaringer. Ved fremkomsten af ståltråd til hegn i slutningen af 1800-tallet ophørte antagelig næsten brugen af flethege. Herefter var stævningsskovenes væsentligste produkter hegnspæle og brænde. Særlig meget brænde blev skovet under 2. verdenskrig. I begyndelsen af 1950-erne kom nye energiformer ind i landhusholdningen. Først flaskegas, senere el og olie, og dermed mindskedes interessen for brænde, specielt tyndt brænde til komfurer. Efterspørgslen på kvasbrænde ophørte i løbet af ganske få år, og i langt de fleste skove - navnlig i de små bønderskov - ophørte man med hugst og „overlod skovene til sig selv“. Andre skovejere fulgte tidens trend inden for skovbruget og konverterede deres stævningsskove til højskovsdrift, oftest ved plantning af sitka- eller rødgran. Samlet set har stævningsdriften i Danmark mistet sin egentlig vedproducerende betydning inden for de sidste 50 år (Staun & Klitgaard 2000).

Christiansen & Hansen (1998) interviewede 19 private ejere af en fjerdedel af Langelands vigtigste stævningsskove om deres vigtigste formål med skoven, og heraf svarede seks, at skoven tjente som jagtremise, én angav, at den tjente som fristed for fugle, og otte angav skovdrift som hovedformålet. Atten af ejerne hentede brænde i stævningsskoven, én hentede hegnsmaterialer, men ingen fremstillede flis, selv om det anses for økonomisk attraktivt. Erfaringer fra Fyns Statsskovdistrikt viser, at der kan produceres 300-500 rummeter flis pr. hektar ved stævningen (Staun & Klitgaard 2000). Knap en tredjedel af de anspurgte agtede kun at benytte stævningsskoven ekstensivt, og kun få viste interesse for offentlige tilskud til driften. Næsten alle foretrak den fri rådighedsret over skoven.

I modsætning til situationen i Danmark er aktiv stævningsdrift mange steder i verden stadig en vidt udbredt form for skovbrug, om end driftsformen generelt er i tilbagegang. Frankrig har næsten 6 mill. hektar stævningsskov (*taillis*), heraf knap en tredjedel uden overstandere, og det er næsten 17% af det samlede skovareal (Forestier National 1993).

I Storbritannien fandtes i 1984 ca. 37.000 hektar stævningsskov (*coppice*), heraf mere end to tredjedele uden overstandere, og det er 6% af Storbritan-

niens løvskovsareal. Siden er stævningsdriften dog gået væsentligt tilbage (Crowther 1984). I Skandinavien findes stævningssskove bl.a. på Sørlandet i Norge og på Øland i Sverige (Staun & Klitgaard 2000).

10.3. Stævningssskovenes status

I 1987 blev det danske areal med lavskov af løvtræ (ekskl. egekrat) opgjort til ca. 2.000 hektar, altså under en halv procent af det samlede skovareal (Christensen 1987a). De nuværende stævningssskove findes typisk på overvejende frugtbar, undertiden fugtig og ikke udgrøftet eller drænet jordbund. Stævningssskove ligger spredt i landskabet og er i dag ofte små, i reglen fra én til nogle få hektar.

Fyn og Langeland er nok den del af Danmark, hvor den største andel af stævningssskovene anses for at være bevaret. Men der findes også stævningssskove i andre landsdele, f.eks. på Als hvor 364 hektar svarende til 15% af øens samlede skovareal kan karakteriseres som stævningssskov, omend stævning i dag kun sker i lille ringe omfang (Sønderjyllands Amt 1989). I Østjylland og omkring Mariager Fjord findes ligeledes gamle stævningssskove.

Tabel 9. Areal med stævningssskove på Fyn opgjort i 1988/1990 af Fyns amt. Kun på en relativ lille del foretages aktiv stævningsdrift. Stævningssskovene udgør ca. 1,5% af det samlede skovareal på Fyn.

Område	areal i alt ha	heraf offentligt ejet, ha	antal skove i alt	gns.skovstørrelse ha
Langeland	117	25	80	1,5
Fyn	335	4	240	1,4
Fyns Amt	452	29	320	1,4

En række stævningssskove er beskyttet gennem fredning med pligt til at stævne, gennem offentlig eje eller gennem frivillige aftaler med private ejere. Det samlede areal udgør dog kun få hundrede hektar på landsplan. At stævningssskove er sikret gennem offentlig eje skyldes blandt andet Naturskovsstrategien (Skov- og Naturstyrelsen 1994), der foreskriver at alle statens stævningssskove skal bevares og forvaltes efter særlige principper. Allerede først i 1980'erne blev stævningsdriften dog genoptaget på Langeland af Fyns Statsskovdistrikt (Staun & Klitgaard, pers. medd.).

10.4. Stævningsdrift og biodiversitet

Stævningssskov er en stærkt kulturpræget skovtype, der antagelig som regel er opstået gennem vedvarende stævning af den oprindelige naturskov. Store kampesten ligger stadig spredt i stævningssskovene, og efter måske flere tusind års udnyttelse har skovene i dag et højt naturindhold. Træarterne er i dag sandsynligvis de samme som for mange århundreder siden, men nok i et andet indbyrdes mængdeforhold (Worsøe 1979). Skovbundsfloraen udgøres antagelig også i dag af de samme arter som for århundreder siden, men de enkelte arters dominans har hele tiden ændret sig voldsomt efter stævningsstyrke og tiden siden sidste stævning.

De lyse stævningsskove har haft den artsrigeste bundflora som følge af den store lystilgang, med arter som f.eks. gul frøstjerne, hulkravet kodriver, stor pimpinelle, kost-nellike og engblomme. Men allerede 5-6 år efter at hassel og ask er blevet stævnet må de lyskrævende arter i høj grad fortrænge til frøpuljen, skovbryn og vejkanter, og først når der atter stævnes, vender de tilbage. Ofte kan enkelte individer overleve flere årtier i skyggen som små, vegetative planter eller som frø, og straks de får lys, vokser de op og blomstrer. Orkidéerne tyndakset gøgeurt og ægbladet fliglæbe trives nogenlunde selv i ret kraftig skygge (Worsøe 1979).

I den midterste del af Østre Lovnkær ved Hadsund kunne registreres næsten 50 arter skovbundsarter 30 år efter stævning, og i den tidligere gærdselskov Stubbetykke på Lolland blev registreret hele 128 arter træer, buske og urter i 1965 (Worsøe 1979). Hyllested og Nielsen (1990) fandt 95 urteagtige plantearter i stævningsskove på Langeland.

Den meget lange kontinuitet i stævningsskovene er af grundlæggende betydning for artsrigdommen. Der har ikke været indplantet nye arter, men arter som gråpoppel og ær er indvandret fra dyrkning i naboområder. Der er ikke foretaget dyrkningstiltag som anvendelse af pesticider, kørsel med tunge maskiner eller dræning. I den klassiske stævningsskov har den direkte menneskelige påvirkning været begrænset til de gennemførte stævninger. Og selv om den periodisk tilbagevendende stævning udgør et ret voldsomt økologisk indgreb, påvirker afskovningerne ikke artsdiversiteten negativt, tværtimod, på grund af de relativt korte intervaller mellem to stævninger (Staun & Klitgaard 2000).

Lige som urtefloraen undergår rytmiske forandringer i takt med de tilbagevendende stævninger, er det tilsvarende gældende for dyrelivet - specielt for insekterne. Dagsommerfuglene, der gennem de sidste godt 40 år har oplevet stor tilbagegang i Danmark, har syv akut truede arter knyttet til stævningskov. Dagsommerfuglene optræder især i stævningsskoven de første 5-7 år efter stævning. Efter denne periode er de økologiske betingelser forandret tilstrækkeligt til, at forholdene generelt bliver ugunstige for dagsommerfugle på grund af den øgede skyggevirksomhed fra træer og buske. Vil man tilgodese dagsommerfuglene, er aktiv stævningsdrift derfor nødvendig, blandt andet er det væsentligt, at der inden for få hundrede meters afstand stævnes nye stykker med minimum ca. 2 års mellemrum for hele tiden at have tilstrækkeligt lysåbne arealer til rådighed (Stoltze 1993).

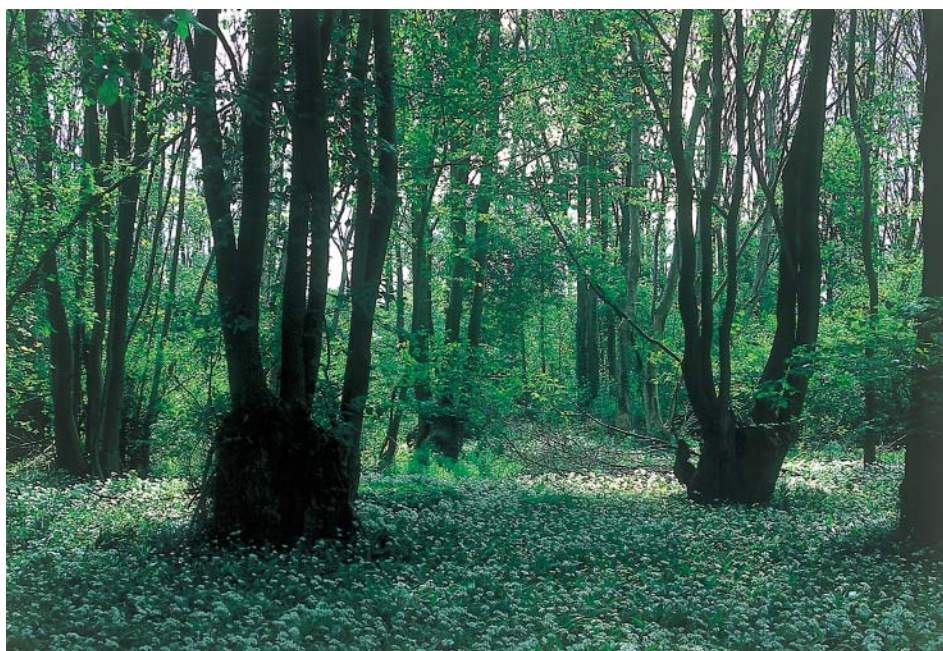
Stævningsskovenes fugleliv afviger på mange punkter fra højskovens. I stævningsskov er ingen høje, gamle træer i store bevoksninger, der kan udgøre redesteder for rovfugle. Med den korte omdrift, hvor træerne fældes længe før de er biologisk udlevede, findes ikke hulrugende fugle som spætter og natugler. Mejer, der finder en betydelig del af føden i barken på gamle, svækkede løvtræer er også fåtallige. Til gengæld har gruppen af sangere rige udfoldelsesmuligheder i stævningsskovens varierede, lave og løvrige busk- og trævegetation (Staun & Klitgaard 2000).

10.5. Konklusion og perspektiver

Stævningsskovens vedvarende skovdække med en kontinuitet, der strækker sig ofte mange århundreder, måske årtusinder tilbage i tiden, danner livsgrundlaget for en ganske særlig, kulturbetinget flora og fauna. Deres værdi, både æstetisk og biologisk som ”skovhaver” og som kulturhistoriske mindesmærker, kan ikke bestrides.

Alligevel har mange stævningsskove fået lov at gå til på grund af manglende pleje. Staun & Klitgaard (2000) mener således, at 75 år uden stævning får de fleste naturværdier i stævningsskoven til at forsvinde, mens ”overgemte” stævningsskove fra 1940’erne og 1950’erne med held kan stævnes igen. Kun en tilbagevendende total eller næsten total afskovning af samtlige træer og buske kan opretholde de særlige vilkår for flora og fauna, der er speciel for stævningsskovene. Afskovningen bør måske ikke ske i hele skoven samtidig, men skal ske tilbagevendende på alle arealer.

Selv om en vis flisproduktion er mulig i stævningsskove, og overstandere kan skabe en vis værditilvækst, er de produktionsøkonomiske interesser næppe tilstrækkelige til at anspore skovejeren til at opretholde driftsformen. Jagt, herlighedsværdier og ønsker om naturbeskyttelse vejer langt tungere. Til at understøtte opretholdelse af stævningsdrift er etableret muligheder for tilskud til stævning (6-10.000 kr./ha). I særligt værdifulde områder med stævningsskov, og hvor frivillige aftaler ikke kan etableres, er der mulighed for statslig erhvervelse eller fredning. Statslig overtagelse har i flere tilfælde været afgørende for bevaring af stævningsdrift. Mange private ejere af stævningsskov afviser tilskud, men foretrækker ”den fri rådighedsret” over skoven. Det er vigtigt, at denne rådighedsret tjener til at beskytte stævningsskovens naturværdier gennem stævning.



*Figur 20. Rødel kan dyrkes i lang stævningsomdrift med 40-50 år mellem stævningerne. Bliver stævningsskoven ”overgemt” forsvinder de særlige naturværdier.
Foto. H. Staun – Stævning Skov, Als.*

Omhyggelig registrering af stævningsskovenes udbredelse og karakter giver mulighed for overblik, for prioritering og for at opstille målsætninger for stævningsskoven både lokalt, regionalt og nationalt. Eksempler på gode registreringer findes f. eks. i Fyns Amt. Selvstændige målsætninger bør omfatte både den naturmæssige, skovhistoriske og driftsmæssige værdi. Såfremt stævningsskovenes flora og fauna særlige ønskes fremmet, anses det for vigtigt at sikre stævningsskove bevaret i samlede, større enheder, frem for i små parceller med stor geografisk spredning. Derved sikres tilstrækkeligt store arealer med stævningsskov i forskellige faser (ny, ung, moden og gammel stævning), så både lyskrævende og skyggetålende organismer tilgodeses.

Ejere af ”overgemte” stævningsskove, er ofte landmænd eller mindre skovejere, der ikke har skov eller skovdrift som vigtigste aktivitet eller indtægtsgrundlag. Kendskab til og interesse for stævningsdrift vil derfor i mange tilfælde være betinget af en formidlings-, informations- og rådgivningsindsats. Dette gælder selv i områder og skove, hvor der ellers traditionelt findes en god lokal tradition og forståelse for stævningsdrift.

11. Græsningsskov

Rita Buttenschøn

11.1. Græsning som driftsform

Kun få skove drives i dag som græsningsskove. Det sker enten som led i en husdyrgræsning, hvor skoven primært har til formål at give læ og skygge eller som led i en pleje af skoven, hvor græsningen har til formål at udbygge og vedligeholde de særlige værdier, der kan være knyttet til græsningsskove. Herunder hører dyrehaver, der er hegnede og som ofte afgræsses af då- eller kronvildt.

Skovgræsning finder sted i forskellige typer af skove oftest i en kombination med stævning, plukhugst eller ingen skovdrift. Græsningen foregår primært i lysåbne løvskove med veludviklet bundvegetation. Elementer af nåleskov indgår dog også, specielt i dyrehaver i Jylland.

Enkelte egeskove og –krat som f.eks. Langå Egeskov, har en lang og sammenhængende græsningshistorie med kvæg og hestegræsning. Desuden indgår en del mindre krat og skove i overdrev og enge, der har været brugt til græsning langt op i tiden eller stadig er i brug. Skovgræsning er retableret som led i pleje af naturmæssige og rekreative interesser på en del af statens arealer, eksempelvis på Nordbornholm, Møn og Mols, hvor der indgår græsning med kvæg, får og geder i forskellige skovtyper. Dyrehaver som Høstemark og Jægersborg Dyrehave, hvor græsningsdyrene er hjortevildt er ligeledes eksempler på græsningsskove med en lang og kontinuerlig græsningshistorie.



Figur 21. "Tjørnen er skovens vugge" sagde man i 1700-tallet, fordi den beskytter skovens opvækst. Når græsningstrykket af dåvildt bliver højt, kan tjørnene blive nedbidt til forunderlige former. Foto: H. Staun – Romsø.

11.2. Græsningsskovens historie

Græsningsskovens historie strækker sig over 6000 år, fra stenalderen og op til nutiden. Før den tid var det stort set kun den vilde fauna, der græssede i skovene, og det diskuteres i disse år en del i Europa, hvor stærkt et præg dyrene gav urskoven (Thomsen 2000, Vera 2000). Græsningsdrift og stævning har mange steder og over lange perioder været koordinerede driftsformer, hvor stævning ud over træprodukter skabte betingelser for en bedre græsvækst i de lysninger, der opstod, og hvor henrådnende rødder fra de stævnede træer var med til at opretholde jordens næringsværdi.

Skovlandskabet var udgangspunktet for såvel agerdyrkning som husdyrholdet. De første tamdyr fandt føde, skygge og læ i skovene, der dengang også blev græsset af vilde dyr som kronhjort, elg, vildsvin, rådyr, urokse og vildheste (Aaris-Sørensen 1988). Skoven producerede græs, urter, kviste og løvhø (Jakobsen, 1973). Svedjebrug kombineret med græsning og stævning skabte gradvis større og mere permanente åbninger i skovene. Allerede i bronzalderen var skovene mange steder afløst af åbne egedominerede græsningskove og hassselkrat og landskaberne indeholdt en mosaik af højskov, krat, græsning og svedjemarker (Jakobsen, 1973). Husdyrholdet bestod allerede tidligt af både kvæg, svin, får og geder, mens tamhesten kom til senere i stenalderen (Aaris-Sørensen 1988).

Især i Vestjylland bredte agerbruget sig på bekostning af skovene, men også lyngheden vandt frem som følge af græsningen og den øvrige brug. I Østdanmark foregik skovrydningen langsommere og skovene bibeholdt mange steder betydning som vigtig foderressource for husdyrholdet til op i middelalderen.

Fordelingen mellem skov og åbne landskaber har afspejlet udviklingen i befolkningstætheden. Når folketallet steg, gik det ud over skovarealet, fordi man udvidede det dyrkede areal og havde flere husdyr. Også farsoter i dyreholdet, specielt hos kvæg, påvirkede balancen mellem skov og åbent landskab. Dyreholdet udvides gennem 1700-tallet med nedgangsperioder i forbindelse med kvægpest-epidemierne fra 1740'erne til 1770'erne. Der findes ikke præcise tal for det samlede dyrehold i Danmark, som i øvrigt varierede meget fra egn til egn (Fritzboeger 1994), men Kjærgaard (1991) anslår antallet af kvæg til at være ca. 450000 stk. i 1770. På det tidspunkt var skovarealerne stærkt reduceret, og skovens produkter var mange steder en mangelvare.

Fra middelalderen vandt hesten frem som trækraft. På dele af Sjælland og Lolland-Falster holdt man almindeligvis flere heste end kvæg, mens man i Østjylland havde et stort kvæghold på grund af de gode afsætningsmuligheder for fedekvæg til det nordtyske marked. I hedeegnene i Vestjylland var fåret det dominerende husdyr (Fritzboeger 1994).

Det er først efter indfredning af skoven, hvor skov og ager separeres, at man betragter skoven som hørende til et bestemt areal. I slutningen af 1700-tallet indgik 80% af Danmarks jorder i en eller anden form i husdyrproduktionen som høenge eller til græsning. Skovens værdi var stadig tæt forbundet med

dens funktion som foderressource for husdyrholdet og blev opgjort i ”oldengæld”, et udtryk for hvor mange svin man kunne opfede i skoven (Vaupell 1863). Græsningen foregik i udmarken, der var de udyrkede mere eller mindre åbne arealer afhængig af bl.a. græsningstryk (overdrevsskov), indelukker i indmarken, fælleden (som ligger brak), de høstede vange (når ævret opgives og dyrene græsser for at udnytte græsopvæksten i stubmarken) og landsbyens gadejord (Fritzbøger 1992a). Udmarken og til dels indelukker og hegnskovne blev permanent brugt til græsning, mens markskove (fælleden og de høstede vange) vekslede mellem græsning og dyrkning.

Udmarkens overdrevsskov var ofte hegnet, da dyrene skulle holdes væk fra de dyrkede områder. Dyrene kunne gå her hele året - specielt heste ”udgangsøg” omtales som skadelige (Vaupell 1863). Udmarksgræsning var især udbredt på ekstensivt udnyttede jorder på Sjælland og i Vestjylland. Her fandt græsningen sted på skovløs lyngheide eller i hedekrat, hvor bevoksningen bestod af en blanding af hedelyng, birk, bævreasp og eg.

Indelukker, der omfatter skovhaver, enghaver, engskove og dyrehaver, var mindre indhegninger, der primært blev anvendt til græsning og høslæt. Mange steder fremgår deres funktion af stednavne som heste-, ko- og kalvehave. Skovhaverne var ofte små og lå relativt tæt på landsbyen. Enghaverne lå i fugtige uopdyrkede lavninger. Deres vigtigste funktion var at producere hø til vinterfoder. Her var balancen mellem trævækst og åbne arealer vigtig for at sikre optimale vækstbetingelser for græsset (Fritzbøger 1992b, 1994).

Hegnsskove er indhegnede skove. De kunne indeholde spredte agre og høslætsenge. Skovene var indtil 1500-tallet ofte fællesskov, hvor efter udskiftningen som omtalt under indelukker, fandt sted. Udskiftningen medførte at ejerne – ofte herremænd – kom til at eje bestemte arealer i stedet for en andel af træerne i skoven. I hegnsskovene blev hegnet brugt til at holde dyrene ude i perioder af hensyn til træopvæksten (Fritzbøger 1994).

Enemærkeskove er hegnsskove ejet af en ejer. Hegnet markerer her ejendoms skillet (Fritzbøger 1994). Her var det ejerens egne dyr, der græssede skoven, eller han udlejede græsningen til de lokale bønder. Enemærkeskovene har ofte været de største skove, og det var i disse skove, at skovdyrkningen hurtigst blev udbredt.

Dyrehaver opstod typisk i forbindelse med hovedgårde i 1700-tallet og var mest udbredt på Sjælland. Omkring år 1800 fandtes der op mod 70 dyrehaver i Danmark (Fritzbøger 1994). Dyrehaverne blev brugt til græsning med vildtarter, hjemmehørende krondyr eller indførte dådyr.

Mens skoven i indelukker og mark- og hegnsskove var ejet af bestemte ejere, var der ikke samme ejendomsforhold for overdrevsskovens trævækster. Selvom græsningstrykket menes at være højere i indelukker og hegnsskove end på overdrevet, klarede overdrevsskovene sig generelt dårligst. Her var græsning året rundt og overdrevet blev ikke fredet i perioder for at give skoven lov til at vokse frem. Skovgræsningen har varieret fra egn til egn og over tid. Der mangler generelt oplysninger om græsningsdriften og betydningen heraf for udvikling og vedligeholdelse af kulturmiljø og naturindhold.

11.3. Græsningsskovens status

Kun få steder er skovgræsningen fortsat til i dag, men mange af de gamle skove bærer fortsat præg af tidligere tiders græsningspåvirkning i artssammensætning og struktur.

Omkring 2000 hektar skov drives i dag som græsningsskov. De største græsningsskove udgøres af dyrehaver og græsningsskove på statens arealer. Den overvejende del af skovgræsningsarealet er således offentligt ejet eller fondsejet.

Tabel 10. Eksempler på skovgræsningsarealer.

Dyr	Eksempler på lokaliteter	Bemærkninger
Kvæg	Skovbjerg, Mols Bjerge Kollemorten Krat Bjerre Skov Klinteskov Hammersholm	Gammel overdrevsskov/egekrat Egekrat med stævning Stævningsskov, eg, hassel og el Overdrev med bøgeholme Skov domineret af ask, eg og kirsebær
Heste & ponyer	Langå Egeskov	Egekrat med lang græsningshistorie
Får	Rebild bakker Halskov Vænge	Lyngheder med bævreasp og bøgekrat "Fortidsmindeskov"
Geder	Slotslyngen Møn	Klippehede, birk og eg Til indledende kratrydning, efterfølges af kvæggræsning
Kron- Sika- og Dådyr	Jægersborg Dyrehave Høstemark Toft Skov Slotved Skov Esbjerg Dyrehave	Då- og krondyr Krondyr Vildsvin og krondyr Gammel dyrehave med dådyr Sika

11.4. Græsningsskov og biodiversitet

Græsning i skove kan resultere i en lysåben, varieret skov med frodig bundvegetation og flere randzoner og indre skovbryn. Græsning genskaber glidende overgange fra åbne overdrev og enge over krat til skov. Dermed skabes flere levesteder for de mange dyr og planter, der er knyttet til lysåbne skove. Med lystilgangen følger også, at skoven kan forynge sig selv, såfremt græsningstrykket ikke er så stort, at dette modvirkes.

Gamle dyrehaver og overdrevsskove er ofte meget artsrige og huser især mange sjældne og truede arter af insekter og svampe. Det gælder f.eks. Jægersborg Dyrehave. Ifølge Buchwald (1994) hænger det sammen med, at Dyrehaven omfatter et stort areal med mange store, gamle træer, hvis lige ikke findes andetsteds i landet, samt lysåbenhed og lang vedvarighed i disse tilstande. Høstemark, er et andet eksempel på en dyrehave med et meget rigt og varieret plante- og dyreliv. (Larsen 1994, Thorning-Lund og Worsøe 1992).

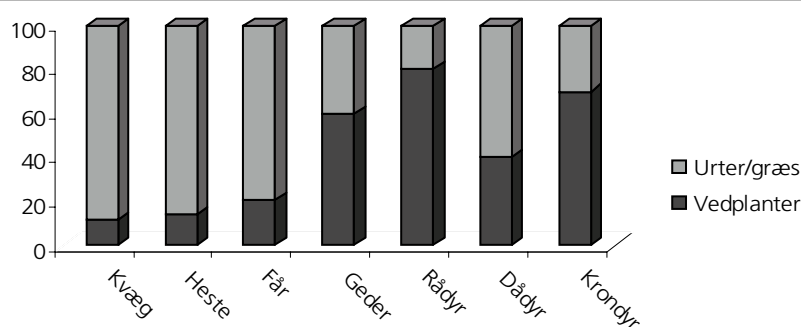
Efter at græsningsdriften er ophørt, er skovene blevet mørkere og mere ensartede. Hald Ege er et eksempel på et tidligere stævnet og græsset egekrat, der er ved at udvikle sig til en egeskov i fravær af større dyr bortset fra råvildt. Tybirk og Strandberg (1997) beskriver, hvordan lysforhold og bund-

vegetation har ændret sig fra 1916 til 1995. I 1916 var egekrattet stadig ret lysåbent med 12-32% lystilgang. I 1995 var lystilgangen reduceret til 0,8-8,5%. Lystilgangen har ændret floraens sammensætning. Af de 19 vigtigste arter i 1916 er 14 gået tilbage, mens kun 5 er gået frem. Artsantallet var reduceret fra 61 arter til 45. Lyskrævende arter er forsvundet til fordel for mere skyggetålsomme arter. Ændrede lys- og varmeforhold har også haft betydning for sommerfugle og andre insekter.

Den biologiske mangfoldighed varierer med skovens alder og størrelse, græsningstryk og dyreart samt driftshistorien. Mens skovene tidligere ofte blev græsset af forskellige dyr er nutidens græsning oftest baseret på en dyreart, og dermed er påvirkningen af græsningen mere ensidig. Mange af nutidens uhegnede løvskove er ligeledes ensidigt græsset af store bestande af rådyr, der har udviklet sig gennem de seneste årtier.

Græsningseffekten på vegetation

Græsningsdyrene har forskellige fødepreferencer og påvirker derfor vegetationen på forskellig måde. Kvæg, heste og får er udprægede græssere, dvs. at de æder først og fremmest bundlagets vegetation, mens geder og hjorte i højere grad er browsere, det vil sige, de opsøger vedplanter og æder knopper, blade og kviste af træer og buske (se figur 22).



Figur 22. Dyrenes valg af føde fordelt på vedplanter og urtel/græsvegetationen. (Buttenschøn & Buttenschøn, upublicerede registreringer, Mayle 1999).

Kvæg foretrækker at græsse i de lysåbne dele af skoven, mens de mørkere dele primært påvirkes af stidannelser som følge af kvægets færdsel. Der er helt tydeligt en græsningsgradient fra de lysåbne overdrevslignende arealer over de brede, ret åbne skovbryns bevoksninger til den mørkere højskov (Askglæde og Jakobsen 1995, Buttenschøn & Buttenschøn 2000). Kvæget græsser ikke eller kun i begrænset omfang ”græsningspionerer” det vil sige arter som tjørn, slåen og æble, ligesom de undgår at græsse omkring kokasser. Det giver nye træ- og buskspirer mulighed for at overleve. Græsningen skaber gode spiringsbetingelser, og kvæget er med til at sprede frø fra bl.a. en del buske som roser og skovæble (Buttenschøn & Buttenschøn 1998, 2000).

Kvæg foretrækker smagsneutrale græsser og halvgræsser fremfor urter, hvilket er med til at give mulighed for en arts- og urterig bundvegetation. Deres måde at græsse på resulterer i en mosaik af græssede flader med totter af

højere vegetation (Buttenschøn 1997). Det giver sammen med buske og træer en divers struktur med muligheder for et rigt og varieret dyreliv.

Heste har en græsningsadfærd, der i høj grad minder om kvægs. Heste græsser meget tæt på de foretrukne områder og lader ofte større samlede områder være ugræssede. De vrager nåletræer - også nye spirer - i højere grad end kvæg. Hestegræsning kan give en hurtigere tilgroning med f.eks. skovfyr og enebær end ved kvæggræsning eller ved ugræsset tilstand (Buttenschøn 1998b). Hestene bevæger sig mere rundt på arealerne, og deres færdsel kan give slid omkring rodhalsen på træer, buske og bundvegetation.

Får græsser mere selektivt end kvæg og heste og hæmmer i høj grad græsningspionererne i at etablere sig. Urter foretrækkes generelt fremfor græsser, og græsningen resulterer derfor i en græsdomineret ret artsfattig bundvegetation (Buttenschøn & Buttenschøn 1985). Fåregræsning medfører derfor ikke samme udvikling i artsrigdom og rumlig struktur som især kvæggræsning gør. Får har bl.a. været brugt til græsning i mange af de jyske egekrat. Fårene æder gerne agern, men æder kun en begrænset mængde af egens blade og bark, så længe der er græs, urter og træer som røn, æble, tjørn og bævreasp (Buttenschøn 1998a).

Geder betragtes almindeligvis som uegnet til skovgræsning, men har bl.a. været anvendt af Falster Skovdistrikt som indledende kratryddere 2-3 år, hvorefter græsningen ophører eller overtages af kreaturer. Gederne har vist sig at være effektive til at rydde opvækst af ær, ask, hyld og dunet gedebled. Gederne æder ikke så gerne bøg, og specielt ældre træer med grov bark vrages af gederne. Et par års græsning synes at være tilstrækkeligt til at svække opvæksten af ær og ask betydeligt, og vurderes samtidig at være tålelig for orkideer og andre af bundvegetationens sjældnere planter (Buttenschøn 1998c).

Kron- sika- og dådyr er selektive browsere/græssere med mellem 30 og 70% af deres føde indtaget på arealer, hvor dådyr overvejende græsser. Der foreligger kun få resultater af effekten af hjortegræsning. Rådyr er selektive browsere og henter op til 80% af føden fra vedplanter. Rådyrbestanden er steget fra ca. 35.000 i 1980 til ca. 100.000 i 1995 og rådyrene udøver stedvis et højt græsningstryk på uindhegnede skove (Strandgaard 1992). De har stor betydning for skovens mulighed for foryngelse og for udvikling i bundvegetation, der bliver græsdomineret og artsfattig ved højt græsningstryk.

Foryngelse af træer og buske

Græsningstrykket er væsentligt for muligheden for naturlig foryngelse (Hester et al. 2000). Gennem græsningen forbedres spiringsbetingelserne for træfrøene, og græsningen reducerer konkurrencen fra græsser og mus. Ofte bevirker græsningen også, at de nyspirede træer og buske græsses ned, medmindre græsningstrykket er meget lavt eller helt fjernes i en periode. Visse arter, f.eks. eg, hassel og en række andre buske, foryrer sig naturligt i græsningsskovens lysninger, men kun meget dårligt eller slet ikke i urørt skov uden græsning (Vera 2000).

Kontinuerlig græsning med højt græsningstryk kan hindre foryngelse, såle-

des som det bl.a. ses i Jægersborg Dyrehave og i The New Forest i Sydengland (Putman 1986, Tubbs 1986). I New Forest hindrer dyrene dog ikke, at skoven spreder sig på træfrie arealer som hede og overdrev, mens de trædækkede arealer ændres til græsland, når træerne ældes og dør. Ekstensiv græsning med husdyr (det vil sige græsning uden tilskuds fodring på arealet) vil normalt ikke i længden kunne hindre skovtilgroning af lysåbne arealer, med mindre der er tale om meget produktive jorder, der tillader et højt græsningstryk (Buttenschön & Buttenschön 2000, Putman 1986, Tubbs 1986).

Vera (2000) mener, at urskove havde tilstrækkelig tæthed af græssende vilde dyr (urokse, hjorte, hest, bison mv.), til at der opstod træfrie lysninger i perioder, som vekslede med krattilgroning og efterfølgende skovopvækst. Dette skete i en cyklus, hvor skoven på et tidspunkt atter faldt tilbage til træfrie lysninger på grund af manglende naturforryngelse. Erfaringer fra Hjortholm har vist tendens til at selv helårsgræsning med får kombineret med sommergræsning med heste og kvæg ikke kunne hindre fortsat tilgroning med skov (Buttenschön 1995).

Etablering af skov

Ved etablering af nye skove gennem naturlig tilgroning kan græsning være med til at skabe en artsrig og strukturel divers skov (Buttenschön & Buttenschön 1985, 2000). Under græsning etableres klimakstræer som eg og bøg ofte gradvis i ly af de buske og småtræer, der optræder som græsningspionerer. Mens der uden græsning ofte etableres en mere ensartet, fladedækkende tilgroning.

Græsning har således stor indflydelse på sammensætningen af træer og buske og har eksempelvis haft stor betydning for konkurrenceforholdene mellem bøg og andre løvtræer specielt eg, der kræver mere lys end de konkurrerende træer (Vera 1998). Mange af nutidens egekrat og -skove er afhængig af græsning eller anden form for selektiv pleje, der sikrer at egen ikke udkonkurreres af bøg. Det gælder for eksempel flere af de danske egeskovtyper, der er omfattet af Habitatdirektivet. Græsning er ligeledes en velegnet driftsform til bevaring af egekrat, der uden drift vil udvikle sig til egeskov, således som det er beskrevet for Hald Ege (Tybirk og Strandberg 1997).

Fauna

Sammenhæng mellem skovgræsning og fauna er kun undersøgt i begrænset omfang i Danmark. Generelt vurderes en øgning af skovbryn, lysninger i skoven samt en skovopbygning med mange lag at give muligheder for en rig og varieret fauna. Græsning medfører ofte, at døde og døende træer bliver bevaret i skoven til gavn for bl.a. fugle og insektarter.

Dette kan bl.a. ses i den store artsrigdom og mange ualmindelige fuglearter i gamle græsningsskove som Tofte, Høstemark og Jægersborg Dyrehave. En særlig insektfauna overlever også i gamle græsningsskove. Det vurderes f.eks., at åben til halvåben skov er en vigtig forudsætning for at sikre fortsat overlevelse af billen eremit i Danmark. Eremit er en art, der trues internationalt og derfor er en prioriteret art i Habitatdirektivet (Pihl et al. 2000).



Figur 23. Kraftig græsning gennem mange år med kreaturer kan skabe åbne skove næsten uden opvækst. Langå Egeskov ned mod Gudenå har været græsset i over 100 år og frembyder et særpæget syn af krogede ege. Foto: H. Staun.

Effekten af kvæggræsning i egekrat på sommerfugle- og billefaunaen undersøges gennem to igangværende praksisnære forsøg om stævnings- og græsningsdrift af egekrat (FSL). På Mols undersøges langtidseffekten af græsning i egeskov på fugle, småpattedyr, forskellige insektgrupper og jordbundsfaunaen, som led i projekt under ”Jordbrugeren som naturforvalter”. Hovedresultaterne herfra vil foreligge i løbet af 2001. (FSL, Naturhistorisk Museum og Århus Universitet).

11.5. Konklusion og perspektiver

Der er specielt i de seneste par år skabt fornyet fokus på græsningsskoven som en værdifuld driftsform med stor betydning for den biologiske mangfoldighed, der er knyttet til lysåbne skove med lang skov- og græsningskontinuitet. Med Naturskovsstrategien i 1994 er der sikret en fortsat græsningsdrift på statslig græsningsskov. Hertil kommer enkelte fredninger og frivillige aftaler.

Såfremt ønsket er at prioritere eller forstærke indsatsen, er der dels behov for et overblik over, hvad der er af græsningsskove og de naturværdier, der er knyttet hertil, og dels behov for at skaffe en bedre viden om driftshistorien og dennes betydning for naturindholdet.

En væsentlig del af urskovens biodiversitet overlever i gamle græssede naturskove, herunder en række organismer, som har svært ved at overleve i nutidig urørt skov eller forstligt drevet skov. En vigtig årsag hertil er, at nutidig urørt skov uden græsning efter alt at dømme bliver mere skyggepræget og lukket end både de seneste 6000 års kulturprægede græsningsskove og den endnu ældre urskov, hvori der var store, græssende vilde dyr.

Det tager meget lang tid at reetablere græsningsbetingede samfund og graden af reetablering afhænger af, om arterne stadig er til stede. Det er derfor vigtigt, at de skove, der stadig har en pulje af den artsrigdom, der er knyttet til lysåbne græsningssskove, får højest prioritet som fremtidige græsningssskove. Etablering af nye skovgræsninger bør, baseret på en biologisk vurdering, ske ud fra følgende prioritering:

- 1) reetablering af skovgræsning i tidligere græsningssskove,
- 2) udvikling af græsningssskove i græsningslandskaber med mulighed for dynamisk udvikling mellem lysåbne græsgange og skov,
- 3) etablering af græsning i andre skove, f.eks. skove til overvejende rekreative formål.

Skovgræsning kan måske udvikles som nicheproduktion i forbindelse med særlige kødprodukter med vægt på dyrevelfærd og naturindhold. Med de nuværende pris- og markedsforhold forudsætter en udvidelse af skovgræsning på privatejede arealer dog tilskud eller andre former for incitamenter.

12. Egekrat

Knud Tybirk

12.1. Egekrat som naturtype

Egekrat er en skovtype – eller en naturtype – der har eg som hovedtræart og er et successionsstadium mod skov. Der findes gerne en væsentlig andel af asp, røn, birk, og evt. småbladet lind, bøg, rødell og ask. Vedvindell eller alm. gedebblad slynger sig ofte omkring de unge individer og bidrager til en kroget vækstform. Kronen er sjældent tæt, hvilket giver mulighed for en forholdsvis rig mosflora i skovbunden og på træstammerne.

Eg som hovedtræart gør det umiddelbart ret let at afgrænse skovtypen, mens krat betegner en bevoksning som kan være meget variabel, bl.a. afhængig af, *hvorfor* det er krat. Egekrattene findes hovedsageligt på sandede, grusede og ofte veldrænede jorder, dog sine steder på mere muldrig jordbund. Egekrattene findes især omkring og vest for israndslinien, men dog også i det nordlige og østlige Jylland. Der er i dag registreret og kortlagt ca. 4700 hektar fordelt på knap 400 egekrat.

Egekrat er dog formodentlig bedst afgrænset ved at anvende en kulturhistorisk definition. Egekrat er opstået gennem selektion for eg i kraft af en vedholdende omend sjældent særlig planlagt drift, hvor krattets ressourcer har været udnyttet efter behov. Træ har naturligvis været et hovedprodukt, specielt de mindre dimensioner som småkårsfolk har hentet til gærdsel, brænde og tømmer. Denne udnyttelse resulterer i mange stød- og rodsrud og ofte flerstammede og krogede individer. Græssende husdyr har tilbragt en del af tiden i egekrat, og de mange bid fra kreaturer har sammen med hugster fremmet eg på bekostning af andre træarter. Frost, vind og en fattig jordbund har endvidere bidraget til at egne har udviklet sig til krogede og lave vækster, hvilket giver egekrattenes deres strukturelle særpræg. Visse egekrat har antagelig overlevet som skovklædte gennem årtusinder, mens andre egekrat er ganske unge, dvs. årtier til et par århundreder.



Figur 24. Vind, frost, fattig jordbund og slyngplanter (vedvindell) deformerer stammerne i mange egekrat. Foto: K. Tybirk – Gasse Skrøp.

Biologisk set er de mest værdifulde krat oftest de ældste – særligt de områder, der har lang skovkontinuitet (se afsnit 9.4.). Her kan krattene huse sjældne arter af en række organismegrupper, men hyppigst findes især relativt almindelige hede- eller løvskovsarter i egekrattene. Egekrattene bidrager dog væsentlig til diversiteten af habitater på regionalt niveau.

Egekrattenes opståen udfordrer det natursyn, der ligger bag ønsket om at bevare egekrattene. De biologiske argumenter må parres med kulturhistoriske argumenter for at få helhedsbilledet med til kommende generationer. Egekrat er opstået på trods af menneskers hårdhændede udnyttelse og bærer med sig denne historie samt en række organismer, som har tilpasset sig egekrattenes forskellige stadier af udvikling.

12.2. Egekrattenes historie – fra hede til skov

Egekrattenes historie rummer en fortælling om hvordan mennesker har udnyttet skovressourcer gennem de seneste århundreder i Danmark. De udbredte oprindelige skove i Jylland blev reduceret kraftigt i udstrækning gennem middelalderen og specielt fra år 1600-1800. Behovet for skovens produkter voksede, og bonden ryddede skov til agerjord og græsning. Ved skovforordningerne først i 1800-tallet blev de skovrester, som havde størst potentiale til skov, indfredet – heriblandt en del egekrat. De resterende krat blev derimod udlagt til græsningsarealer til bønderne som erstatninger for de opgivne græsningsarealer i skovene (Worsøe 1988), og her blev de resterende træer snart ryddet.

Kulturhistorisk kan der skelnes mellem to typer af egekrat:

- 1) *de gamle stævnings- og græsningsegekrat* som af den ene eller anden grund ikke blev hugget helt ned på noget tidspunkt, men var beskyttet af herregårde og godser (f.eks. Hald Ege, Holt krat, se tabel 11).
- 2) *de nye successions-egekrat* hvor egen formodentlig overlevede i nedbidt og forhutlet stand som lave egepur blandt hedelyngen, eller spredte sig fra overlevende rester af krat. Disse egekrat voksede op til det, vi kender i dag, efterhånden som græsningstrykket formindskedes inden for de sidste 100-200 år (f.eks. Båstlund krat og Hjelm krat, se tabel 11).

Den væsentligste forskel biologisk set er mangelen på skovkontinuitet i de nye egekrat, hvorfor disse oftest huser mindre biologisk mangfoldighed end de gamle krat. De gamle krat kan også have gamle individer af eg, som giver større strukturel variation og flere nicher f.eks. for træboende insekter og svampe. I de gamle krat kan forekomme særlige arter af flora, laver, svampe og insekter, knyttet til gammel skov. Endvidere kan der være visse strukturelle forskelle, hvor stævnings- og græsningskrattene især har mange flerstammede individer. Krogetheden kan være lige udtalt i de to typer.

Egekrattene har været genstand for en lang række undersøgelser gennem tiderne – og dog findes der ikke en opdateret status og dækkende analyser af egekrattene. Allerede Müller (1884) påviste, at heden kunne have både podsol og sur brunjord under egepur på samme udgangsmateriale. Han fore-

stillede sig, at egen kunne etableres på 'øer af muld i et hav af mor'. Olsen (1938) opfattede egekrattene og skovene som de sidste rester af de tidligere så vidtstrakte danske skovområder. Gram et al. (1944) havde som udgangspunkt, at egekrattenes udbredelse hovedsagelig var bestemt af jordens kornstørrelsesfordeling og gennemførte en omfattende registrering og beskrivelse af egekrattene i Jylland.

Man er dog blevet klar over, at egne kunne brede sig ind på uglejede heder og altså etablere sig på den sure morbund. Det foregår ofte ved dyrespredning (mus og skader) (Jensen & Nielsen 1986). Nielsen et al. (1987ab) påviste, at egens skygge udkonkurrerer lyng eller revling samtidig med, at løvet og rodnettet bryder podsolutviklingen og vender den mod en udviskning af podsolprofilens adskilte lag - jorden depodsolerer. Ny viden har vist, at en del af vore nuværende egekrat antagelig er opstået gennem de seneste århundreder, ved at hedens forblæste og forblidte egepurrer har fået læ og fred for fritgående husdyr (Andreasen 1998).

Vor viden om de historiske driftsformer i egekrattene er i nyere tid især beskrevet af Eiler Worsøe i en række artikler (bl.a. Worsøe 1980) og den biologiske mangfoldighed i relation til succession, driftsformer, luftforurening og jordbundsdannelse er blevet beskrevet (Wind 1998, Tybirk & Strandberg 1998, Lawesson 1999, Wind & Lawesson 2000, Sørensen & Tybirk 2000, Strandberg et al. 2000). Gennemgangen i dette kapitel baseres hovedsageligt på disse kilder.

12.3. Egekrattenes status

Egekrat i dansk forstand findes ikke mange steder. Der kan rundt om Nordsøen identificeres flere andre kratlignende skovtyper, men kun få er så domineret af eg som vore egekrat. Disse blev i 1996 fredskovspligtige i Skovloven, og siden er der foretaget en registrering af de eksisterende, bevaringsværdige krat. Intentionen hermed var primært at sikre, at arealer med bevaringsværdige egekrat ikke konverteres til andre træarter, og at de bevares med det kulturhistoriske, autentiske kratpræg. I tabel 11 angives en række eksempler på større karakteristiske egekrat fra Jylland.

Der er for nylig lavet en foreløbig klassifikation af danske egekrat baseret på de dominerende plantesamfund (Lawesson 1999). Den kan anvendes til at underinddele de to beskrevne kulturhistoriske hovedtyper og den pleje eller drift, der i dag påvirker egekrattene. Lawesson (1999) skelner mellem fire krattyper (ud over et par typer egeskov), fra de mest næringsfattige til de mere rige krat:

- **Rensdyrlav-type:** fattige og lysåbne løvklitter, der er tilsandede egekrat. Her kan findes hedelyng og revling under kronerne med en del karplanter, mosser og mange laver.
- **Bølget bunke-type:** især unge krat på fattig jord, f.eks. tidligere hede, der er blevet til egekrat. Vegetationen domineres af bølget bunke, lyngsnerre, sandstar, alm. kohvede, og mosarter.

- **Blåbær-type:** højere krat med mere lukket krone, vegetationen domineres af blåbær, kohvede, bølget bunke og mosarter.
- **Flitteraks-type:** gammelt krat, typisk med skovkontinuitet og rigere jordbund. Ofte hassel i underskoven. Artsrig og mere østlig type.

En del af krattene er i dag ejet af Skov- og Naturstyrelsen, private fonde, eller de er private partsskove, hvor ejerforholdene afspejler den historiske udvikling i området. De private partsskove kan være drevet meget forskelligt, og en del af disse er desværre op gennem det 20. århundrede konverteret til nåleskove eller pyntegrøntkulturer.

Disse omlægninger af driften har afgjort været den største trussel mod egekrattene, men i dag kan krattenes særpræg endvidere være truet eller i hvert fald påvirket af mangel på drift, så de udvikler sig til højskov. Her vil bundfloraen ændres fra de lyskrævende arter i krattene, som ofte også findes på enge, til mere skyggetolerante arter, der trives i højskoven. Den faldende lysmængde vil ændre floraen fra en lyskrævende vegetation, ofte på en sur brunjord med muldomsætning, mod en mere ensartet morpræget vegetation, f.eks. domineret af blåbær og bølget bunke.

De fleste krat vil endvidere være påvirket af luftforurening især med kvælstof, der kan forskyde konkurrenceforholdene for vegetationen i krattene, så flere arter med højere kvælstofpræference kan konkurrere (Tybirk & Strandberg 1998). Der er set tendenser til dette i nogle krat, men der findes ingen grundig analyse af problemets omfang.

Tabel 11. Eksempler på større og velbevarede danske egekrat.

Sted	Beskrivelse
Højris Mølle	Varieret egekrat/skov/overdrev nord og syd for Sønderup Å ejet af Danmarks naturfond. Terræn meget kuperet, jordbund variabel, dog mest sandet moræne. Dele af arealet er stævnet, plukhugget, plantet med eg, ryddet for gran, eller græsset af kreaturer nu og tidligere.
Hvidding Krat	Fredet egekrat på nordvendt skråning ned mod Skals Å ved amtsgrænsen Viborg/ Århus med mange lodsejere. Dele af krattet er konverteret til nål. Fredning fra 1983.
Skovbjerg Krat, Mols	Delvist kreaturgræssede egekrat og visse steder urørte krat/egeskovspartier på skråninger mod Æbeltoft vig.
Kollemorten/ Tinnets Krat	Egekrat med stævningsdrift ved hærvejen syd for Nørre Snede. Indikationer på skovkontinuitet, bl.a. findes småbladet lind. Parceller med stævninger fra 2. Verdenskrig og udlagt som demonstrationsskov for stævningsdrift.
Hjelm Krat	Ungt successionskrat (125 år), som har bredt sig ud over heden fra skråninger på østsiden af Flynder Sø. Visse dele afgræsses, mens en stor del har haft fri succession og der er lavet en del videnskabelige undersøgelser.
Holt Krat	Stævningssskov syd for Silkeborg på israndslinien med lang kontinuitet og varieret flora. Mange plantearter fra østdanske skove.
Båstlund Krat	Nær Billund; Egekrat med overgang fra kroget græsningspræget flerstammet krat mod vest til overvejende rette, enkeltstammede ege iblandet røn, tørst. Morbundspræget, smeltevandsgrus med udvasket flyvesandspræget lag øverst. Store stævnede parceller udført i 1996-98. Spor af kulmiler.
Haslund/Horslund Krat	Fredet siden 1939. Tidligere anvendt til stævnning. Fortidsminder. Egekrat af stilkeg og bævreasp med tørst og røn. Lavt krat fra 3-6 m højt. Spredte, krogede, flerstammede og tydeligvis ældre egepurholme i ellers ret tæt ungt og overvejende retstammet ege-aspekrat. Mindre hedelodder under tilgroning eller holdt åbent med pleje.
Grimstrup Krat	Uensartet egekrat på sognegrænse opdelt i mange små parceller, hvoraf en del er konverteret til nåleskov. Mange fortidsminder i skoven, parceller med kreaturgræsning indtil for nylig.
Lovrup krat/ Gasse Skrøb	Egene dominerende. Alm. Gedeblad i mange træer, medvirker til at deformere væksten. Egene overvejende 1-3 stammede og meget rette. Partier stævnet 1977, som i dag er meget tæt af krat af 6-8 m høj ege- og aspestødskud. Underskov af tørst og alm. røn samt opvækst af glansbladet hæg.
Hald Ege	Meget variabelt egekrat/skov, der bærer præg af tidligere at have været lysåbent krat. Jordbunden variabel fra frodig muld til podsol. Mange enebær i underskov. Visse partier stævnet i 1930'erne og tidligere græsses af kreaturer og heste. Indvandring af bøg, specielt i urørt parti fredet i 1916. 30% af Danmarks billefauna er registreret i Hald Ege.

12.4. Egekrattenes biodiversitet

Egekrattenes biologiske mangfoldighed er særdeles afhængig af krattets alder. Sammenlignet med andre danske løvskovstyper er nogle egekrat ikke specielt værdifulde biologisk set. Et ungt successionskrat er biologisk set rigere end den hede det er vokset fra, men en hårdt udnyttet græsnings- og stævningssskov med skovkontinuitet kan være langt mere mangfoldig. Et uudnyttet gammelt egekrat på vej mod lukket skov mister mangfoldighed for visse organismegrupper, mens andre kan indvandre og trives under sådanne forhold.

Eksempelvis er der i Hald Ege over 25 år foretaget en grundig undersøgelse af billefaunaen (Jørum 2000). Der er fundet i alt 1101 arter af biller, hvilket udgør ca. 30% af den danske billefauna, og det er imponerende for én lokalitet. Heraf er 45 arter opført på rød- eller gullisten, og de fleste af disse er knyttet til svækket eller dødt ved – altså gammelskovsarter.

Hvis vi kombinerer forskellige studier af vegetationen, kan vi tegne et billede af floraens udvikling gennem tiden fra hede til højskov. De unge egepur på heden er oftest domineret af hedelyng og revling med væsentlige indslag af bølget bunke, cypresmos og fedtmos. Derved opretholdes hedens karakteristiske podsoldannelse og de sparsomme næringsstoffer omsættes i relativt lukkede organiske kredsløb.

Når egepurren vokser til og begynder at skygge, vil egens rodnet og løvets nedbrydning ændre på næringsstofomsætningen, så andre arter kan vinde indpas. Depodsoleringen følges af en hurtig ændring i vegetationens sammensætning. Tyttebær, majblomst, bølget bunke og skovstjerne vil ret hurtigt udkonkurrere lyng og revling, mens mosserne kun langsomt går tilbage og vil kolonisere stammerne. Senere i successionen kommer de mere typiske skovarter, som stor fladstjerne, hvid anemone og krybende hestegræs ind og dominerer med et begyndende indslag af blåbær (Sørensen & Tybirk 2000). På mere næringsrige lokaliteter ses et tilsvarende mønster, men med blåbær som et markant indslag i forløbet.

Hvis successionen får lov at udvikle sig (dog med periodevis græsning og stævning), vil vegetationen kunne blive domineret af en række almindelige krat-arter som bølget bunke, alm. kohvede, skovsyre, blåbær, krybende hestegræs, vellugtende gulaks, rød svingel og enebær. Får krattet lov at udvikle sig videre mod højskov med mere lukket krone, vil blåbær og andre morbundsarter komme til at dominere med betydelige islæt af forårsblomstrende arter som anemone og stor fladstjerne. Resultatet vil blive en mere artsfattig vegetation end det mere lysåbne krat, og specielt hvis det tidligere har været græsset kan artsantallet gå drastisk ned (Tybirk & Strandberg 1998).

Hvis skoven fredes og efterlades som urørt skov, vil andre højskovsarter som f.eks. bøgen kunne komme til at dominere på de lidt bedre jorder og lyset i skovbunden vil blive reduceret yderligere. En bøge-blandingsskov på relativ dårlig jord vil ikke kunne huse nogen stor variation af skovbundsflora, før end der efter nogle århundreder opstår en gammel skov med cykliske fald af gamle træer og mosaik af succession for skovbundsfloraen og træarterne (Strandberg et al. 2000).

Situationen i dag for de fleste egekrat er således, at det vil være et tilbageskridt for den botaniske diversitet at lade skovene urørte på kort og mellem-lang sigt. Det vil også gælde for lys og varmekrævende insektarter. For andre organismegrupper vil der uden tvivl være fordele ved at lade egekrattene urørte. Det gælder for mange insektgrupper (biller, smeldere) tilknyttet dødt ved. Endvidere vil det formodentlig også være en fordel for hulrugende fugle, flagermus, svampe og laver at lade krattene urørte.

De forskellige historiske driftsformer påvirker disse komplicerede og endnu ikke klarlagte mønstre og årsagssammenhænge for den biologiske mangfoldighed i egekrattene. En stævning vil give lys til skovbunden i et par årtier og så at sige sætte successionen tilbage til fordel for de lys- og varmekrævende arter og give problemer for visse andre skovtilpassede organismer (se kapitel 10 om stævningsskove). Græsningspåvirkning kan i visse tilfælde være fremmede på biodiversiteten i bred forstand (se kapitel 11 om græsningsskov). Græsning med kreaturer i visse egekrat og egeskove giver en mere divers flora end en tilsvarende ugræsset parcel. Der skabes nye nicher for regeneration af vegetationen og endvidere vil en række insekter, der er tilknyttet de store hovdyr, også fremmes af skovgræsning. Derudover kan omsætningen i skovbunden ændres via hovdyrenes aktiviteter fra en mor-omsætning til en muldomsætning, hvilket igen influerer på levevilkårene for en række organismer. Græsningen kan dog forhindre eller forsinke foryngelsen af kronelaget i et egekrat.

Krattenes tilstand påvirkes også af tilførsel af næringsstoffer, specielt kvælstof fra luften. I Hald Ege er der konstateret en indvandring af en række kvælstofelskende arter på bekostning af arter, der trives med lidt kvælstof i jordbunden (Tybirk & Strandberg 1998). Specielt er blåtop registreret i fremgang i en række krat gennem de senere år, hvilket kan indikere at tålegrænsen for kvælstof er overskredet (Wind 1998, pers. obs.). I en del krat er der endvidere registreret invasion af glansbladet hæg fra nærtliggende læhegn, som visse steder vil kunne komme til at dominere.

Egekrattene bidrager ganske betydeligt til den regionale diversitet af levesteder og arter i et område. Typisk er egekrattene isolerede rester af natur eller halvkultur, som findes spredt i agerlandet eller som overgang mellem lysåbne naturarealer og forstligt drevne skove.

12.5. Egekrattenes naturkvalitet

En analyse af den biologiske diversitet er ikke tilstrækkelig til at karakterisere de naturmæssige kvaliteter, som egekrattene repræsenterer. Biodiversitet som begreb har opnået meget stor politisk popularitet, bl.a. fordi nogle forskere har påpeget, at udryddelse af arter vil potentielt kunne få økosystemer til at bryde sammen. De fleste økosystemer kan dog tåle at miste mange arter, uden at funktionsevnen sættes over styr, men tabet af nøglearter kan få katastrofale følger. Den biologiske mangfoldighed kan få stor betydning for økosystemers evne til at opretholde deres funktioner på trods af de forventede klimatiske ændringer. Dermed kan opretholdelse af høj diversitet jævnføres med et biologisk forsigtighedsprincip, men der er stigende enighed om, at tilstedeværelsen af funktionelle grupper af arter kan have større betydning end diversiteten som sådan for et økosystems funktion (Hodgson et al. 1999).

Biodiversiteten suppleres i dag af begrebet naturkvalitet, som må siges at være en dansk pendant til *biologisk integritet* som udenlandske forskere introducerede som begreb tidligt i 1990'erne (f.eks. Angermeier & Karr 1994).

Biodiversitet og naturkvalitet er beslægtede begreber, men biodiversiteten forstået som artsdiversitet er sjældent et tilstrækkeligt mål for kvaliteten, da også artsfattige og lavproduktive økosystemer som heder og egekrat kan have en høj naturkvalitet. I disse systemer kan en øget artsdiversitet endog være udtryk for forstyrrelser eller forurening og dermed en lavere naturkvalitet. Mens biodiversitet dækker over mangfoldigheden på tværs af hierarkiske niveauer (gener, arter, populationer, økosystemer), inkluderer naturkvalitet endvidere syntesen af et hele ud fra enkeltdelene og de økologiske processer, der foregår.

For egekrattenes vedkommende er det væsentligt at forholde sig til naturkvalitetens fire nøglebegreber: vildhed, kontinuitet, autenticitet og oprindelig. Egekrattene er halvkultur (de gamle stævnings- eller græsningskrat) eller halvnatur (de unge successionskrat), og ingen forventer, at egekrattene som produktivt system i dag kan konkurrere økonomisk med mere effektive skovtyper. Så vi har det paradoks at ville beskytte et kulturhistorisk produktionssystem med mennesket som hovedaktør i denne oprindelige og autentiske form for udnyttelse af naturgrundlaget. Vi må vælge, hvad vi vil med de enkelte krat, og det udfordrer ens natursyn.

De gamle stævnings- og græsningskrat kan vi vælge at bevare som oprindelige og autentiske driftsformer med den dertil knyttede biologiske mangfoldighed. Mennesker har skabt egekrattene (eller grundlaget herfor), og derfor kan vi ikke overlade egekrattene til total vildhed, med mindre vi prioriterer vildheden og kontinuiteten højest. Dette kan vi gøre for de unge successionskrat, hvor det kan være mest logisk at overlade scenen til fri udfoldelse for naturen, som i særdeleshed er en mangelvare i Danmark. Og så må vi glædes over successionen og de skift i organismer, der kan trives i krattene i de forskellige stadier. Naturkvaliteten bliver relativ, og der pågår i øjeblikket et udrædningsarbejde, som vil komme med anbefalinger til fremtidig pleje og drift af egekrat.

12.6. Forvaltning af egekrat

Egekrattene er kraftigt påvirket af tidligere tiders drift og vil ændres mod noget andet end egekrat uden menneskers påvirkning. Krattene vil vokse sig højere og mørkere, og mere rette stammer vil med tiden i skovklimaet fortrænge de krogede og karakteristiske kratstammer. Egen vil formodentlig ikke forblive den dominerende træart, men blive delvist fortrængt af andre arter med nærtliggende spredningskilder.

I øjeblikket kan man søge tilskud til drift og pleje af egekrat med de kulturhistorisk set autentiske driftsformer. Det undersøges, hvad man kan forvente sig som resultater af disse forskellige driftsformer, da der ikke tidligere har været indsamlet data systematisk om effekten af de mulige driftsformer.

Egekrat kan forvaltes på flg. måder (efter Møller 2000b):

Pleje-drift. Det klassiske egekratpræg fremmes (krogethed og lysåbenhed) ved at hugge de mest rette og hurtigst voksende træer til fordel for de ældste og mest krogede. Gran, fyr, bøg, ær og andre stærkt skyggende træarter fjernes, og på denne måde kan krattets karakter fastholdes på kort sigt (50-100 år).

Tyndingsdrift. Egekrat drives som skov med regelmæssige og svage udtyndinger, f.eks. en forstlig tyndingsdrift eller plughugst med sigte på at fremme store træer med en omdriftstid på 140-160 år.

Plukhugstdrift. Her kan krattets præg ændres mod bestemte dimensioner, former, strukturer eller arter, hvor der efterlades enkelttræer af bævreasp, lind, birk, røn og abild.

Stævningsskov. Regelmæssige nedskæringer af mindre flader med 50-80 års mellemrum, evt. med enkelte overstandere. Egene vil skyde igen fra stødet og evt. fra rødterne, og hvis ikke vildttrykket er for højt, vil flerstammede, men oftest retstammede individer blive resultatet.

Græsningsskov. Oprindelig udnyttelse hvor egen oftest tåler græsningen. Varieret græsningstryk anbefales med adgang for dyrene til andre græsningsarealer.

Urørt skov. Her er vildheden rådende, og egekrattet kan med tiden få urskovsagtig struktur med dødt ved og store træer med mange insekter og svampe. Egens dominans vil ofte være truet af andre arter.

Driftsøkonomisk kan egekrattene ikke konkurrere med forstlig højskovsdrift eller landbrugsdrift, men kan dog give visse produkter i form af tømmer, brænde eller kød. Ideelt set kunne man håbe på et marked for kød fra skovkvæg og en kontrolleret hugst af brænde til at holde skove lysåben og lade det være vor tids autentiske drift af egekrat. Det er vanskeligt at fremkomme med generelle anbefalinger til, hvilken drifts- eller plejeform, der bør vælges. Det afhænger af krattypen, de lokale forhold og ejerens ønsker, men det er gennem Skovloven sikret, at eg fortsat skal være den dominerende art i de registrerede egekrat.



Figur 25. Egekrattene anvendes stadig til hugst af brænde mange steder. Vedvarende kulturpåvirkning er nødvendig, hvis man vil fastholde egekrattenes særpræg. Foto: K. Tybirk – Haslund Krat.

12.7. Konklusion og perspektiver

Egekrattenes fortid er i vis udstrækning præget af tilfældigheder i vore forfædres omgang med naturgrundlaget. Nogle opstod eller overlevede, fordi de lå for langt fra alfarvej eller på for dårlig jord til at blive omdannet til agerjord eller egentlig forstlig skovdrift. Derved fortæller egekrattene en meget spændende del af vor kulturhistorie og kan i fremtiden få stor betydning som symbol på, at spændende natur kan opstå, hvor vi mennesker ikke regulerer alt i mindste detalje. Ønsker man at vise spændvidden i den kulturhistoriske påvirkning, bør nogle overlades til fri succession.

Vi har de klassiske trusselbilleder mod egekrattene som vi kender fra de fleste naturtyper: fragmentering, isolering af bestande, næringsstofberigelse, indvandring af eksotiske arter og tilgroning. Men samtidig har egekrattene et fortællepotentiale ved at eksistere på trods: Selv om mennesket for 200 år siden havde ryddet det meste af skoven, har egen overlevet og siden skabt spændende natur med historiens vingesus.

Der er gennem årene taget flere initiativer til at beskytte egekrattene end de fleste andre skovtyper, men som helhed er de kun ret sporadisk undersøgt med hensyn til jordbund, flora, fauna og svampe. En øget viden om egekrattenes naturforhold og forvaltningsmuligheder vil være nødvendig for at sikre biologiske og kulturhistoriske vidnesbyrd, der findes i danske egekrat.

13. Nøglebiotoper og særlige habitater

Flemming Rune

Nøglebiotoper er et svensk begreb, der er udviklet i slutningen af 1980'erne. I Danmark defineres det som *"områder, der er vigtige for bevaring af den biologiske mangfoldighed, fordi de indeholder eller kan forventes at indeholde naturtyper, strukturer eller arter, der har vanskeligt ved at overleve ved almindelig drift af arealet, og som kræver særlige hensyn i form af drift eller pleje"*. Skovens nøglebiotoper kan findes ved at lokalisere *nøgleelementer*, strukturer i skoven, der har særlig betydning for biodiversiteten, og *signalarter*, en slags indikatorarter, der signalerer beskyttelsesværdige tilstande i skoven (Rune 2000c).

Nøglebiotoper i danske skove kan groft inddeles i fem grupper: 1) sluttede bevoksninger, 2) krat, 3) træbevoksede sumpe, 4) træløse vådområder og 5) andre lysåbne miljøer. Sluttede bevoksninger med nøglebiotopstatus har typisk en lang kontinuitet, flere etager i kronelaget og dødt ved i skovbunden. Krat er typisk egekrat eller "bøgerøller" med naturværdier som omtalt i kapitel 12. Nøglebiotoper blandt skovsumpe kan typisk være pilemoser eller naturlige elle-, aske- og birkesumpe. Endelig regnes de fleste træløse vådområder og mange lysåbne tørbundsarealer (skrænter, lyngpletter, overdrev og enge) som nøglebiotoper på grund af deres naturrigdom og relative sjældenhed i produktionsskoven (Hübertz et al. 2000).



Figur 26. Til støtte for den danske registrering af nøglebiotoper på tør bund er udvalgt ca. 70 signalarter. Lungelav signalerer lang kontinuitet i skovklimaet og findes kun på de rigeste biotoper. Foto: F. Rune – Bergen, Norge.

13.1. Registrering af nøglebiotoper

Metoderne til at finde værdifulde skovmiljøer ved bl.a. at eftersøge særlige arter stammer fra Storbritannien, hvor Peterken (1974) og Rose (1976) var blandt de første, der anvendte indikatorarter i naturbeskyttelsessammenhæng. I 1987 påbegyndte Naturskyddsforeningen i Nordsverige et projekt, hvor signalarter skulle bruges til at udpege områder med høj naturværdi (Karström 1992ab), og i 1990 blev arbejdet sat i system i et pilotprojekt finansieret af Skogsstyrelsen (Nitare 1991, Sterler 1993).

I årene 1993-1998 udførte den svenske Skogvårdsorganisation under Skogsstyrelsen en landsdækkende nøglebiotopregistrering, hvor 40.071 nøglebiotoper blev udpeget på 11,9 millioner hektar. Udgifterne hertil var 96 millioner SEK. Private skovejendomme større end 5000 hektar skal udføre registreringen for egen regning inden 2003 (Norén et al. 1999).

Principperne for nøglebiotopregistrering er nu tilpasset til Finland (Meriluoto & Soininen 1998, Tenhola & Yrjönen 1999) og til Danmark (Rune 1998c, Rune 2000c), mens der endnu ikke er fuld offentlig støtte til et norsk koncept (Gundersen & Rolstad 1998, Gjerde 1999). I forbindelse med Skov- og Naturstyrelsens støtteordning til registrering af nøglebiotoper i private skove er udgivet et Skov-Info hæfte (Hübertz & Petersen 2000) og et billedkatalog (Hübertz et al. 2000), der giver eksempler på danske nøglebiotoper i skov.

Filosofien bag registreringen af nøglebiotoper i Danmark er først og fremmest pædagogisk: at få skabt en øget opmærksomhed på skovenes naturværdier hos skovejere og –forvaltere. Desuden tilstræbes formidling af viden om, hvordan nøglebiotoperne bedst håndteres i skovdriften. De fleste nøglebiotoper kræver særlige hensyn, ikke nødvendigvis udgiftskrævende hensyn, men hensyn i skovplanlægningen og ved skovarbejdets udførelse (Jespersen et al. 2000). Der er således tale om en særlig hensynsfuld, men variabel drift, der i reglen påføres ret små arealer, typisk 0,5-5 hektar, for at opretholde ganske særlige naturværdier. Nøglebiotoperne skal ikke opfattes som et led i en skarp funktionsopdeling af skovarealet i urørt skov / dyrket skov, da mange af dem antagelig vil kunne bestå i den dyrkede skov ved anvendelse af naturnære driftsprincipper.

13.2. Værdien af nøglebiotoper

Gustafsson (1997, 1999) har vist, at den svenske nøglebiotopregistrering har været et særdeles effektivt instrument til at beskytte rødlistede arter af f.eks. mosser og laver. I en undersøgelse lykkedes det at finde op til 11 rødlistede mosser og laver i én nøglebiotop, og nøglebiotoperne havde i gennemsnit lidt mere end 2 rødlistede mos- og lavarter. I den omkringliggende produktionsskov var tallet væsentlig lavere. Undersøgelsen viste dog, at det var vanskeligt at anvende rødlistede karplanter til at udpege nøglebiotoper i de svenske skove. Nitare (2000) har udarbejdet en omfattende oversigt over signalarter blandt sporeplanter og karsporeplanter i Sverige.



Figur 27. Et rislende vandløb i naturrig skov med sjældne bregner og ramsløg er en klar nøglebiotop, et af de steder der skal tages hensyn i skovdriften for at bevare naturværdierne. Foto: F. Rune – Døndalen, Bornholm.

I Norge har Gjerde (1999) påvist et beskedent arealmæssigt overlap mellem rødlistearters udbredelse i norske skove, og konsekvensen er, at det i store områder med gammel skov er vanskeligt at beskytte alle sjældne arter ved blot at reservere et eller nogle få, små områder som nøglebiotoper. I Danmark findes de store, udstrakte gammelskovsområder ikke som i Sverige og Norge, men alt tyder på, at de eksisterende, biologiske værdier er langt mere pletvis placeret i småhabitater, som ikke registreres eller beskyttes ved en naturkvalitetsvurdering af større, samlede skovarealer (Rune 1997c, 1999).

13.3. Særlige habitater

En række særlige habitater i danske skove kan have et særdeles stort naturindhold eller i hvert fald artspotentiale, som kræver beskyttelse for at bestå og udvikles, selv om de ikke vurderes til nøglebiotoper. Ud over vådområder (omtalt i kapitel 8) og arealer, der har været underlagt ”gamle driftsformer” gennem lang tid (omtalt i kapitel 9-12), findes der områder, som i kraft af deres placering i skoven (f.eks. skovbryn og vejkanter) eller i kraft af særlige æstetiske / miljømæssige hensyn (arealer med meget dødt ved eller meget gamle træer) ofte har stor betydning for biodiversiteten.

Ud over at beskytte skovklimaet i de bagvedliggende bevoksninger, udgør skovbryn ofte i sig selv en bræmme med særdeles høje naturværdier. Skovbryn er vigtige levesteder for mange, vilde træ- og buskarter, skovbundsarter, smådyr og fugle (Andersen et al. 1985, Willumsen 1990, Nielsen & Veggerby, 1991, Andersen et al. 1994ab, Brøgger-Jensen 1994, Frandsen & Hübertz 1994, Nielsen 1994). Det skyldes dels, at de mest værdifulde skovbryn har en lang bevoksningskontinuitet, dels at lys- og klimaforholdene er mere varierede dér end i resten af skoven (Andersen & Nielsen 1994, Hübertz & Larsen 1994, Hansson 1996).

Skovbrynene er sårbare over for intensiv skovdrift og plantning tæt på skovkanten. Nogle gange afdrives bryn fuldstændigt og inddrages i den bagvedliggende bevoksning. Sprøjtning i tilstødende markområder kan også skade både plante- og dyreliv i skovbrynet. Hvis man ønsker at beskytte dette, bør der tages ganske særlige hensyn til skovbrynene, både i form af beskyttelse af eksisterende værdifulde skovbryn, og ved udvikling af nye, varierede skovbryn. Beskyttelsen bør bl.a. omfatte hugstbegrænsninger i skovbrynet, begunstiggelse af eksisterende brynbuske og –træer, ingen indplantning af ekso-ter og størst muligt hensyn ved marksprøjtning på tilstødende arealer (Andersen & Hübertz 1994).

Naturlige lysninger i skovbevoksningerne som følge af anderledes jordbund, periodisk vandlidende pletter eller andre forhold, der begrænser træers vækst, giver variation i skovbilledet og dermed overlevelsesmuligheder for en lang række særlige dyr og planter. Fugtighedsforholdene er her anderledes end i den sluttede skov, da træernes store opfang af nedbør i kronerne undgås, og lystilgangen til skovbunden er stor (Mitscherlich 1973).

Skovveje og brede skovstier udgør ofte ligeledes en slags „lysninger“, hvor mere lys- og fugtighedskrævende planter kan trives, og hvor næringsforholdene er anderledes pga. tilkørsel af belægningsmateriale. En bred skovsti gennem en rødgranbevoksning kan således være det eneste sted, hvor hvide anemoner har overlevet fra en tidligere løvskovsbevoksning. Skovveje kan udgøre vigtige florakorridorer gennem et skovområde, næsten som en slags tynde, indre bryn, langs hvilke en del arter har let ved at sprede sig. Skovvejenes betydning for arternes overlevelse er dog endnu dårligt undersøgt.

Vejkanter og naturlige lysninger i skoven skal opfattes som „oaser“ for lyskrævende skovplanter, hvor særlig beskyttelse er nødvendig, hvis man vil bevare de særlige naturværdier, der er opstået. Dette bør man især være opmærksom på ved kulturreablering, udkørsel af effekter og ved anden tungere trafik i skoven. Vejkanternes flora har en ekstra betydning, hvor publikumstrykket er stort, og hvor de rekreative værdier i skoven tillægges særlig vægt.

13.4. Dødt ved – et nøgleelement

En konsekvens af det ordnede skovbrug er, at mængden af dødt ved i store dimensioner til almindelig forrådnelse i skoven bliver minimal. Vedmassen fjernes fra skovens økosystem, før nedbryderorganismerne sætter ind – deri ligger selve økonomien i skovdyrkningen. I en urørt løvblandingsskov på vore breddegrader vil på langt sigt antagelig 10-25% af vedmassen eksistere som dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier (Falinski 1985, Peterken 1996). Linder (1986) fandt, at i en urørt svensk granskov udgjorde det *stående* døde ved alene 10%, men kun en mindre del af det var af store dimensioner. I Danmark fandt Møller (1997), at 12% af vedmassen eller 90 m³/hektar i en overmoden bøgeskov under sammenbrud i Farum Lillevang (Frederiksborg Amt) bestod af dødt ved.

Når det døde ved systematisk fjernes fra skoven, fjernes også det væsentligste levested for mange af de organismer, der netop er knyttet til sammenbrudsfasen i skovens livscyklus. Organismerne i skovens sammenbrudsfase udgør en meget stor del af den samlede artsdiversitet i urørte skove, og derfor er der gennem de seneste tyve år publiceret hundredevis af artikler og afhandlinger, der beskæftiger sig med det døde veds betydning for skovens biodiversitet. Omfattende reviews findes i Harmon et al. (1986), Maser et al. (1988), Samuelsson et al. (1994) og i populær form i Samuelsson & Ingelög (1996), se også afsnit 5.5.

Aaby & Enghoff (1988) angav, at henved 500 danske billearter er afhængige af dødt ved i skoven, og Heilmann-Clausen & Christensen (2000a) vurderede, at ca. 1000 arter storsvampe er primært vedboende, og langt de fleste af disse må formodes at være aktive vednedbrydere på dødt ved. Da dødt ved i store dimensioner (>70 cm stammediameter) kun findes i større koncentrationer få steder i landet, er en række svampe- og billearter blevet overordentlig sjældne i Danmark eller er forsvundet helt, og mulighederne for at de breder sig påny er meget små på grund af habitaternes størrelse og indbyrdes afstand. Tilsvarende gælder for mange epifytiske mosser og laver, men i mindre grad for hulrugende fugle.

Netop betydningen af dødtveds-habitaternes størrelse og indbyrdes afstand for diversiteten af de vednedbrydende og vedboende organismer er et af de centrale spørgsmål ved udlæg af urørt skov og forvaltning af skovenes naturværdier. Franklin et al. (1997) understregede det store behov for yderligere forskning for at kunne afgøre betydningen af forskellige bevaringssystemer, f.eks. om træer til naturligt henfald med fordel bør stå samlet i koncentrerede habitater, *aggregated retention*, eller om de skaber bedre forhold for dyr, planter og svampe ved at stå spredt ud over store arealer, *dispersed retention*. Denne viden mangler stadig.

I Danmark har Rald (2000) og Heilmann-Clausen & Christensen (2000b) overført den matematiske teori om øbiogeografi (MacArthur & Wilson 1967) til vednedbrydende svampe i danske skove. Jo mindre, ældre og fjerntliggende ”øer” er, desto mindre vil antallet af arter på dem være. ”Øerne” er det døde ved i skoven, og arterne er de vednedbrydere, der kun lever på dødt ved af store dimensioner. Da næsten 2/3 af Danmarks kendte lokaliteter med forholdsvis mange svampe med krav til dødt ved i store dimensioner



Figur 28. Det døde ved i store dimensioner giver bolig for en lang række levende organismer, deriblandt omkring tusind arter storsvampe. Foto: F. Rune – Strødam.

ligger på Sjælland, men ingen på Bornholm (hvor bøgen er indført træart), kan det være forklaringen på, at én væltet bøgestamme på Sjælland godt kan blive grobund for en større artsdiversitet end ti på Bornholm, i hvert fald på kort sigt. Det store bøge-stormfaldsforsøg fra 1967 i Almindingen, hvor 300 bøgestammer stadig henligger til naturlig nedbrydning, er særdeles artsfattigt – helt i overensstemmelse hermed (Rune 2000a).

Dette tyder på, at dødt ved må forventes at tiltrække den største svampe-artsdiversitet, når der findes et dødtvedsmiljø i relativ nærhed at ”bygge videre på”. Hvilke organismegrupper dette i øvrigt gælder for, vides ikke, og i hvor høj grad, tidsfaktoren spiller ind, er usikkert.

13.5. Konklusion og perspektiver

De levesteder for dyr og planter, der har vanskeligt ved at eksistere ved almindelig drift af arealerne, kan kun bevares gennem en særlig indsats. I intensivt dyrkede, danske skove er de særlige naturværdier ofte sammentrængt i relativt små biotoper. Den mest frugtbare tilgang til naturbeskyttelsen i private, danske skove vil antagelig være at øge kendskabet til småbiotopernes naturværdier gennem oplysning og registrering og lade de nødvendige driftshensyn og eventuel pleje ske ad frivillighedens vej. Staten kan vælge at vise vejen ved at foretage en generel nøglebiotopregistrering på statsskovarealerne.

Skovbrynene indtager en særstilling ved både at kunne indeholde store naturværdier og samtidig kunne yde skovklimaet beskyttelse til gavn for skovens vækst og sundhed. Derfor skal der tages ganske særlige hensyn ved hugstbegrænsninger i skovbrynet, begunstiggelse af eksisterende brynbuske og –træer, ingen indplantning af eksoter og størst muligt hensyn ved marksprøjtning på tilstødende arealer. Vejkanter og naturlige lysninger i skoven har ligeledes behov for beskyttelse, hvis de særlige naturværdier, der er opstået, skal bevares. Dette må man især være opmærksom på ved kulturetablering, udkørsel af effekter, og hvor de rekreative værdier i skoven tillægges særlig vægt.

Mængden af det døde ved i vore skove er generelt stærkt begrænset i forhold til urskovsagtig skov, men er et af de vigtigste levesteder for mange af de organismer, der netop er knyttet til sammenbrudsfasen i skovens livscyklus. Dødtvedshabitater er derfor afgørende for at opnå en rig og varieret biodiversitet, men deres ideelle størrelse og indbyrdes afstand kendes endnu ikke. Der er et stort behov for yderligere forskning for at kunne afgøre, hvorvidt få store eller mange små habitater yder biodiversiteten de bedste overlevelseshøjder.

Refereret litteratur

Abell, J., 1943:

Vil kratskovene på Fyn og Langeland helt forsvinde? – Dansk Skovforenings Tidsskrift 28: 77-95.

Abell, J., 1952:

Kratskov. Danmarks Naturfredningsforenings Årsskrift 1952, København.

Agerer, R., 1989:

Impacts of artificial acid rain and liming on fruitbody production of ectomycorrhizal fungi. – Agriculture, Ecosystems and Environment 28 (1): 3-8.

Agger, P. & P. Sandøe, 1998:

The use of 'red lists' as an indicator of biodiversity. - i: Arler, F., J. Jensen & I. Svennevig (eds.): Cross-cultural protection of nature and the environment. International Seminar at Holuffgaard. May 5.-7. 97. Odense Universitetsforlag, Odense, pp. 61-70.

Aksglæde, J. & P. B. Jakobsen, 1995:

Bundvegetationen i Rød-El stævningssskov med forskellig stævningsstidspunkt og græsningshistorie. Upubliceret specialerapport, Afd. for Systematisk Botanik, Århus Universitet.

Andersen, S. S. & H. Hübertz, 1994:

Anvisninger til anlæg, drift og pleje af skovbryn. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 79 (1): 101-128.

Andersen, S. S., T. S. Nielsen, B. Olsen & S. Pedersen, 1985:

Skovbrynene – et bælte af vild dansk natur. En undersøgelse af vegetationen i sjællandske skovbryn. Institut for Geografi. Forskningsrapport nr. 42. Roskilde Universitetscenter.

Andersen, S. S., H. Hübertz & T. S. Nielsen, 1994:

Træer og buske i skovbryn – artssammensætning og struktur. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 79 (1): 18-36.

Andersen, S. S., H. Hübertz & M. G. Nielsen, 1994:

Urtevegetationen i jyske løvtræsskovbryn. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 79 (1): 37-47.

Andreasen, E. A., 1998:

Vegetationshistorisk analyse af fem jyske egekrat. Specialerapport. Københavns Universitet.

Andrén, O. & E. Steen, 1978:

Bekämpningsmedels inverkan på markens organismer. 1. Djurlivet. Naturvårdsverket, Rapport 1082, 95 pp.

- Angermeier, P. L. & J. R. Karr, 1994:*
Biological integrity versus biological diversity as policy directives: Protecting biotic resources. - *Bioscience* 44: 690-697.
- Annand, E. M. & F. R. Thompson, 1997:*
Forest bird responses to regeneration practices in central hardwood forests. - *Journal of Wildlife Management* 61: 159-171.
- Arnolds, E., 1991:*
Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35 (3): 209-244.
- Bache, D. H., 1984:*
Prediction of the bulk deposition velocity and concentration profiles within plant canopies. - *Atmospheric Environment* 18 (11): 2517-2519.
- Becker, M., M. Bonneau & F. le Tacon, 1992:*
Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest – natural development compared with response to fertilization. - *Journal of Vegetation Science* 3: 467-474.
- Beier, C., 1996:*
Hvordan påvirkes skoven af ammoniak deposition. - *Skoven* 28 (4): 200-202.
- Beier, C. & P. Gundersen, 1989:*
Atmospheric deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. - *Environmental Pollution* 60: 257-272.
- Benfeldt, P., 1998:*
Nordmannsgran dækrodsplanter i ukrudtsdug – et miljøvenligt alternativ?. - *PS Nåledrys* 27/98 38-40.
- Biehl, R., 1991:*
Buchenplenterwirtschaft, dargestellt am Beispiel des Forstreviers Langula. Diplomarbeit, Institut für Waldwachstumskunde forstliche Informatik der TU Dresden (Tharandt), 103 pp.
- Bille-Hansen, J., 1993:*
Slam og kompost i skovbruget? Forsøgsresultater fra Ulborg Statsskovdistrikt. 1. Gødskning af læbælte- og juletræskulturer. - *Videnblade Skovbrug* nr. 4.9-2, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.
- Biolley, H., 1901:*
Le jardinage cultural. - *Journal Forestier Suisse* 52: 97-104; 113-132.
- Bjerke, S. & K. F. Andersen, 1956:*
Overgaard-hugsten. - *Dansk Skovforenings Tidsskrift* 41: 45-71.
- Bjerre, B. & S. Lindholt, 1997:*
Mikrobiologisk bekæmpelse af Alm. Ædelgranlus – værd at satse på?. - *PS Nåledrys* 26/97: 32-34.

Bobbink, R. & J. G. M. Roelofs, 1995:

Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach. – *Water Air and Soil Pollution* 85: 2413-2418.

Boxman, A. W., D. van Dam, H. F. G. van Dijk, R. F. Hogervorst & C. J. Koopmans, 1995:

Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. – *Forest Ecology and Management* 71 (1): 7-29.

Brøgger-Jensen, S., 1994:

Ynglefugle i danske skovbryn. – *Dansk Skovbrugs Tidsskrift* 79 (1): 48-58.

Buchwald, E., 1994:

Fortidens arv og fremtidens muligheder. - *Jord & Viden* 9: 6-9.

Buttenschøn, R. M., 1995:

Naturpleje på Hjortholm. – i: Hansen, H. H. & B. Aaby (eds.): *Stavnsfjord. Carlsbergfonden & Nationalmuseet, København*, pp. 225-240.

Buttenschøn, R. M., 1997:

Skovgræsning. - *Videnblad* nr. 6.6-1, *Park og Landskabsserien*, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Buttenschøn, R. M., 1998a:

Fåret som naturplejer. - *Videnblad* nr. 6.1-4, *Park og Landskabsserien*, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Buttenschøn, R. M., 1998b:

Hesten som naturplejer. - *Videnblad* nr. 6.1-5, *Park og Landskabsserien*, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Buttenschøn, R. M., 1998c:

Geden som naturplejer. - *Videnblad* nr. 6.1-7, *Park og Landskabsserien*, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Buttenschøn, J. & R. M. Buttenschøn, 1985:

Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor acidic grassland and heath: IV. Establishment of woody species. - *Natura Jutlandica* 21: 117-140.

Buttenschøn, R. M. & J. Buttenschøn, 1998:

Population dynamics of *Malus sylvestris* stands in grazed and ungrazed seminatural grasslands and fragmented woodlands in Mols Bjerger, Denmark. – *Annales Botanici Fennici* 35 (4): 233-246.

Buttenschøn, R. M. & J. Buttenschøn, 2000:

Woodland development on open pastureland under grazing management. – *Proceedings, Natur- und Kulturlandschaft April 2000, Band 4, Höxter/Jena* (in press).

Bøtting, K., 2000:

Svin til biologisk renholdelse. – *PS Nåledrys* 32/00: 36-37.

Callesen, I., 1999:

Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. – *Forest Ecology and Management* 114 (1): 71-82.

Callesen, I., A. Thormann, K. Raulund-Rasmussen, H. Stryhn & H. S. Østergaard, 1996:

Nitratkoncentrationen i jordvand under danske skove. – *Dansk Skovforenings Tidsskrift* 81 (3): 73-94.

Capen, D. E., 1985:

Ecological aspects of managing forest bird communities. – in: Regan, R. J. & D. E. Capen (eds.): *The impact of timber management practices on nongame birds in Vermont*. Vermont Fish and Wildlife Department, Montpelier, Vermont, pp. 10-18.

Cappelen, J. & J. J. Jensen, 1989:

Jordens klima. Guide til vejr og klima i 156 lande. Danmarks Meteorologiske Institut, København, 259 pp.

Christensen, B., 1987a:

Lavskov i Danmark. Upubliceret hovedopgave, Skovbrugsinstituttet, Landbohøjskolen.

Christensen, C. J., 1997:

Gødskning. – i: Lundqvist, H. (red.): *Miljøvenlig juletræsproduktion – en statusopgørelse*. - Pyntegrøntserien Nr.2, Forskningscentret for Skov & Landskab, p. 101-121.

Christensen, C. J. & L. B. Pedersen, 1999a:

Gødskning af nobilis juletræer på markjord. - Pyntegrøntserien Nr.10, Forskningscentret for Skov & Landskab, 43 pp.

Christensen, C. J. & L. B. Pedersen, 1999b:

Fosfor- måske et undervurderet næringsstof til nobilis. – *PS Nåledrys* 29/99: 26-27.

Christensen, I. D., 1987b:

Farvegødskning af nordmannsgranjuletræer. – *PS Nåledrys* 5/87: 35-36.

Christensen, M. & J. Emborg, 1996:

Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. – *Forest Ecology and Management* 85: 47-51.

Christiansen, J. & O. S. Hansen, 1998:

De langelandske stævningsskove – historie, natur, drift & fremtid. Upubliceret eksamensopgave, Skovskolen, Nødebo.

Costello, C. A., M. Yamasaki, P. J. Perkins, W. B. Leak & C. D. Neefus, 2000:

Songbird response to group selection harvest and clearcuts in a New Hampshire northern hardwood forest. – *Forest Ecology and Management* 127: 41-54.

Crowther, R. E., 1984:

Coppice. – Forestry Commission Leaflet 83.

Dalsgaard, K., 1985:

Matrikelkortet fra 1844 anvendt til rekonstruktion af det udrænedede landskab. – Aarbøger for nordisk Oldkyndighed og Historie 1984: 282-302.

Damgaard, B., 2001, pers. medd.:

E-mail angående brug af Roundup i Rhododendron-beplantninger, 2/1-2001, Bodil Damgaard, hortonom.

Des Jardins, J. R., 2000:

Environmental ethics. Third edition. Belmont, California. Wadsworth; 289 pp.

Dickson, J. D., R. N. Conner & J. H. Williamson, 1983:

Snag retention increases bird use of clear-cut. – Journal of Wildlife Management 47: 799-804.

Dudley, N., 1996:

Authenticity as a means of measuring forest quality. – Biodiversity Letters 3 (1): 6-9.

Dzwonko, Z. & S. Loster, 1989:

Distribution of vascular plant species in small woodlands on the Western Carpatian foothills. – Oikos 56: 77-86.

Dzwonko, Z. & S. Loster, 1990:

Vegetation differentiation and secondary succession on a limestone hill in southern Poland. – Journal of Vegetation Science 1: 615-622.

Dzwonko, Z. & S. Loster, 1992:

Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. – Journal of Biogeography 19: 195-204.

Ellenberg, H., 1985:

Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. – Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen 136: 19-39.

Ellenberg, H., 1991:

Zeigerwerte der Gefäßpflanzen. – Scripta Geobotanica 18: 9-166.

Ellermann, T., O. Hertel & C. A. Skjøth, 2000:

Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. – Faglig rapport fra DMU, nr. 332. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 120 pp.

Elliot, R. (ed.), 1995:

Environmental Ethics. Oxford University Press, Oxford, 255 pp.

- Elmegaard, N., H. Løkke & M. Strandberg, 1996:*
Miljøkonsekvensvurdering af reduktioner i pesticidforbruget i statsskovbruget. – Intern rapport, DMU, 21 pp.
- Emborg, J., K. Hahn & M. Christensen, 2001:*
Urørt skov i Danmark – status for forskning og forvaltning. Skovbrugs-serien nr. 28. *Skov & Landskab*, Hørsholm, 69 s.
- Erland, S., 1990:*
Effects of liming on pine mycorrhiza. Doktorsavhandling, Dept. of Ecology, Lunds Universitet.
- Falinski, J. B., 1986:*
Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests: ecological studies in Bialowieza Forest. *Geobotany* 8. Junk Publishers, 537 pp.
- Felding, G., 1991:*
Udvaskning af pesticider fra juletræskulturer. – 8. Danske Planteværns-konference: 231-243.
- Fenger, S., 2000:*
Gæs til biologisk renholdelse af juletræskulturer. – PS Nåledrys 31/00: 28-31.
- Forestier National, 1993:*
Base de données Inventaire. Forestier National, Paris.
- Frandsen, F. & H. Hübertz, 1994:*
Mus og andre pattedyr i skovbryn. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 79 (1): 69-76.
- Franklin, J. F., 1997:*
Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. – i: Kohm, K. A. & J. F. Franklin (eds.): *Creating a forestry for the 21st century*. Island Press, Washington D.C./Covelo, pp. 111-139.
- Fransson, P., 2000:*
Skogsgödsling och mykorrhizasvampar. – FaktaSkog Nr. 7/2000, Sveriges Lantbruksuniversitet, 4 pp.
- Fransson, P., A. F. S. Taylor & R. D. Finlay, 2000:*
Effects of continuous optimal fertilization upon a Norway spruce ectomycorrhizal community. – *Tree Physiology* 20: 599-606.
- Franz, J. M., H. Bogenschütz, S. A. Hassan, P. Huang, E. Naton, H. Suter & G. Viggiani, 1980:*
Results of a joint pesticide test programme by the working group: Pesticides and Beneficial Arthropods – *Entomophaga* 25: 231-236.
- Fritzbøger, B., 1992a:*
Om forløbet af skovødelæggelsen i Danmark 1500-1800. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 77 (2): 167-186.

Fritzbøgger, B., 1992b:

Danske skove 1500-1800. En landskabshistorisk undersøgelse. Landbohistorisk Selskab, Odense.

Fritzbøgger, B., 1994:

Kulturskoven – Dansk skovbrug fra oldtid til nutid. Gyldendal, København, 439 pp.

Fyns Amt, 1990:

Stævningskove på Fyn. Fyns Amt. Rapport nr. 17.

Gamborg, C., 1998:

Etik i skovbruget – forestillingen om den “rigtige” skov. - Jord og Viden 143 (5): 9-11.

Gamborg, C., 1999:

Etiske begrundelser for naturbeskyttelse. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 84 (2): 79-81.

Gamborg, C. & P. Sandøe, 2000:

Miljøetik sætter værdierne på dagsordenen. - MiljøDanmark 14 (3): 20-21.

Gjerde, I., 1999:

Miljøregistrering i skov. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 84 (2): 87-91.

Gram, K., C. A. Jørgensen & M. Køie, 1944:

De jydsk egekrat og deres flora. - Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter 3: 1-210.

Grathe, M. & F. Rune, 1997:

Ektomykorrhiza – en forudsætning for skovtræernes vækst og sundhed. - Videnblade Skovbrug nr. 8.7-6. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Grossbard, E. & D. Atkinson (eds.), 1985:

The herbicide glyphosate. Butterworths, London, 490 pp.

Graae, B. J., 2000:

The impact of forest continuity on the flora in Danish deciduous forests. Ph.D. thesis. Faculty of Science, University of Copenhagen, 103 pp.

Gulden, G., K. Høiland, K. Bendiksen, T. E. Brandrud, B. S. Foss, H. B.

Jenssen & D. Laber, 1992:

Macromycetes and air pollution. Mycoecological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe. – Bibliotheca Mycologica 144, 81 pp.

Gundersen, V. & J. Rolstad, 1998:

Nøkkelibiotoper i skog. En vurdering av nøkkelibiotoper som forvaltningstiltak for bevaring av biologisk mangfold i skog. NISK Oppdragsrapport nr. 5/98. Norsk institutt for skogforskning, Ås, 61 pp.

Gustafsson, L., 1997:

Nyckelbiotoper och biotopsskyddsområden. Landsomfattande inventering av rödlistade mossor och lavar. Arbetsrapport Nr. 382, SkogForsk.

Gustafsson, L., 1999:

Nøglebiotoper og produktionsskov. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 84 (2): 95-103.

Gyldenkerne, S. & H. P. Ravn, 1998:

Effect of dimethoate and cypermethrin on soil dwelling beetles. Effect in the laboratory and in the field. – Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 45/1998, 75 pp.

Hansen, A. J., A. T. Spies, F. J. Swanson & J. L. Ohmann, 1991:

Lessons from natural forests: implications for conserving biodiversity in natural forests. – Bioscience 41: 382-392.

Hansen, J. F., 1991:

Afgrøder, gylle, handelsgødning og kvælstofnedvaskning – Grøn Viden Landbrug nr. 91, Statens Planteavlsvforsøg Lyngby, 8 pp.

Hanski, I., 1999:

Metapopulation dynamics. – Nature 396: 41-49.

Hansson, L., 1996:

Hyggeskanter och biologisk mångfald. – FaktaSkog Nr.22/1996, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, 4 pp.

Harding, S. & P. Christensen, 1994:

Tidlig ædelgrannålevikler i juletræer og klippegrønt – resultater fra et bekæmpelsesforsøg. – PS Nåledrys 20: 48-51.

Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W.

Lienkaemper, K. Cromack Jr. & K. W. Cummings, 1986:

Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. – Advances in Ecological Research 15: 133-302.

Hawksworth, D. L. & F. Rose, 1970:

Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. – Nature 227: 145-148.

Heilmann-Clausen, J. & M. Christensen, 2000a:

Introduktion til vedboende svampe. – Svampe 41: 13-25.

Heilmann-Clausen, J. & M. Christensen, 2000b:

Svampe på bøgestammer – indikatorer for værdifulde løvskovslokaliteter. – Svampe 42: 35-47.

Henriksen, H. A., 1988:

Skoven og dens dyrkning. Dansk Skovforening, Nyt Nordisk Forlag Arnold Busck, København, 664 pp.

Hermy, M. & H. Stieperaere, 1981:

An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). – *Vegetatio* 44: 43-49.

Hermy, M., P. van den Brecht & G. Tack, 1993:

Effects of site history on woodland vegetation. – i: Broeckmeyer, M. E. A., W. Vos & H. Koop (eds.): *European Forest Reserves. Proceedings of the European Forest Reserves Workshop*, 6.-8. May 1992. Pudoc Scientific Publishers, Wageningen, 14 pp.

Hermy, M., O. Honnay, L. Firbank & C. J. Grashof-Bokdam & J. Lawesson, 1999:

An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe and the implications for forest conservation. – *Biological Conservation* 91: 9-22.

Hester, A., L. Edenius, R. M. Buttenschøn & L. Kuiters, 2000:

Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. – *Forestry* 73 (4) (in press).

Hodgson, J. G., P. J. Wilson, R. Hunt, J. P. Grime & K. Thompson, 1999:

Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. – *Oikos* 85: 282-294.

Holstener-Jørgensen, H., 1961:

Undersøgelser af træarts- og aldersindflydelsen på grundvandstanden i skovtræbevoksninger på Bregentved. – *Det forstlige Forsøgsvæsen i Danmark* 27: 233-480.

Holstener-Jørgensen, H. & M. Krag, 1987:

Farvegødsking af *Abies nordmanniana* på Skaftøgård – afsluttende beretning. – *PS Nåledrys* 5/87: 30-33.

Holstener-Jørgensen, H. & M. Krag, 1988:

Skovbrug og miljø. – *Skoven* 20 (8): 266-268.

Honnay, O., 2000:

Spatial and temporal distribution of forest plant species in a fragmented landscape. Ph.D.thesis. Katholieke Universiteit Leuven. Leuven, Holland.

Honnay, O., B. Degroote & M. Hermy, 1998:

Ancient-forest plant species in Western Belgium: A species list and possible ecological mechanisms. – *Belgian Journal of Botany* 130: 139-154.

Hovmand, M. F., H. V. Andersen, J. Bille-Hansen & H. Ro-Poulsen, 1994:

Atmosfærens stoftilførsel til danske skovøkosystemer. – Faglig rapport fra DMU nr. 98, Danmarks Miljøundersøgelser.

Hübertz, H. & B. Larsen, 1994:

Skovbrynet som en del af produktionsskoven – læ og stabilitet. – *Dansk Skovbrugs Tidsskrift* 79 (1): 77-91.

- Hübertz, H. & L. Pedersen, 2000:*
Nøglebiotoper i skov. Skov-info nr. 24. Miljø- og Energiministeriet, København, 24 pp.
- Hübertz, H., L. Pedersen & F. Rune, 2000:*
Nøglebiotoper i skov – et billedkatalog. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 48 pp.
- Hyllested, T. & K. R. Nielsen, 1990:*
Urtefloraen i fem stævningskove på Langeland. - Urt 14 (3): 89-93.
- Immer, A., W. Schmidt & K. J. Meiwes, 1993:*
Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusformen und die Bodenvegetation in einem Fichtenforst. – Forstwissenschaftliches Centralblatt 112: 334-346.
- Inghe, O. & C. O. Tamm, 1985:*
Survival and flowering of perennial herbs. IV. – Oikos 45: 400-420.
- Jakobsen, B. 1973:*
Skovens betydning for landbrugets udvikling i Danmark indtil ca. 1300. - Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark, Beretning nr.271: 345-396.
- Jansen, A. E. & J. Dighton, 1990:*
Effects of air pollutants on ectomycorrhizas. A review. – Air Pollution Research Reports No. 30. Commission of European Communities, Bruxelles, 58 pp.
- Jansen, A. E. & H. F. van Dobben, 1987:*
Is decline of *Cantharellus cibarius* in the Netherlands due to air pollution?. – AMBIO 16 (4): 211-213.
- Jensen, E. L., 1998:*
Alla säger biologisk mångfald... – Skog & Forskning 1/98: 34-40.
- Jensen, F. S. & N. E. Koch, 1997:*
Friluftsliv i skovene 1976/77 – 1993/94. - Forskningsserien nr. 20, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 215 pp.
- Jensen, J. E., 1995:*
Glophosat – næste herbicid på skafottet?. – PS Nåledrys 25/97: 40-42.
- Jensen, K. K., 1994:*
Grundlaget for miljøprioriteringer. - Jord og Viden 139 (13): 21-23.
- Jensen, T. S. & O. F. Nielsen, 1986:*
Rodents as seed dispersers in a heath- oak wood succession. - Oecologia 70 (2): 214-221.
- Jespersen, C., A. Thormann & F. Rune, 2000:*
Nøglebiotoper i skovene. – Skoven 32 (1): 34-35.

Jessen, B. & E. Buchwald, 1997:

Særligt beskyttet naturskov – lokaliteter i statsskovene. Bind 1, Øerne.
Skov- og Naturstyrelsen, 162 pp.

Jørum, P. 2000:

Billefaunaen i Hald Egeskov (Coleoptera). – Entomologiske Meddelelser
68: 1-46.

Karström, M., 1992a:

Steget före – en presentation. – Svensk Botanisk Tidskrift 86: 103-114.

Karström, M., 1992b:

Steget för i det glömda landet. – Svensk Botanisk Tidskrift 86: 115-146.

*Kaysø, E., L. M. Kristiansen, L. Munk, H. Saxe, J. Eilenberg, J. Kjølholt &
N. Holst, 1993:*

Pesticiders utilsigtede effekter på meldug og bladlus. – Bekæmpelsesmid-
delforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 2/1993, 116 s.

Keller, B., 1997:

Mekanisk renholdelse af kulturer på agerjord. - Pyntegrøntserien Nr.4,
Forskningscentret for Skov & Landskab, 42 pp.

Keller, B., F. Theilby & I. K. Mølbak, 1997:

Ukrudtsbekæmpelse. – i: H. Lundqvist (red.): Miljøvenlig juletræsproduk-
tion – en statusopgørelse. - Pyntegrøntserien Nr.2, Forskningscentret for
Skov & Landskab, s. 51-86..

Kellner, O., 1993:

Effects on associated flora of silvicultural nitrogen fertilization repeated
at long time intervals. – Journal of Applied Ecology 30: 563-574.

Kirby, K. J., 1988:

Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites.
– Forestry 61 (4): 317-338.

Kirkeby-Thomsen, A., 1997:

Ædelgranlus i samspil med nordmannsgran. - Skov- og Landskabskonfe-
rencen 1997, Forskningscentret for Skov- & Landskab, s. 95-98.

Kjellson, G., 1992:

Seed banks in Danish deciduous forests; species composition, seed influx,
and distribution pattern in soil. – Ecography 15: 86-100.

Kjærbølling, L., 1996:

Gødskning af juletræer. – PS Nåledrys 19/94: 34-35.

Kjærbølling, L., 1997:

Jorddækning som alternativ til kemisk ukrudtskontrol. - Pyntegrøntserien
Nr. 6, Forskningscentret for Skov & Landskab, 66 pp.

Kjærgaard, T., 1991:

Den danske revolution 1500-1800. En økohistorisk tolkning. Disputats. Gyldendal, København, 441 pp.

Kreutzer, K., 1995:

Effects of forest liming on soil processes. – *Plant and Soil* 169: 447-470.

Kuhn, N., R. Amiet & N. Hufschmid, 1987:

Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. – *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 158: 77-158.

Kårén, O., 1997:

Effekter av luftföroreningar och skogsföryngringsmetoder på artssammansättningen av mykorrhiza-svampar. Doktorsavhandling, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Larsen, J. B., 1997:

Skovbruget ved en skillevej – teknologisk rationalisering eller biologisk optimering? – i: *Dansk skovbrug i 100 år*, festskrift udgivet i anledning af Danske Forstkandidaters Forenings 100 års jubilæum: 25-56.

List, P. (ed.) 2000:

Environmental Ethics and forestry. A reader. Philadelphia: Temple University Press. 364 pp.

Larsen, J. B. & P. Madsen, 2001:

Naturnær skovdrift – erfaringer, status for forskningen og muligheder i Danmark. – Skovbrugsserien nr. 29, *Skov & Landskab*, Hørsholm.

Larsen, J. B., J. Emborg, F. Rune & P. Madsen, 2001:

Skov og biodiversitet – bidrag til handlingsplan for biologisk mangfoldighed og det nationale skovprogram 2001. – Skovbrugsserien nr. 30, *Skov & Landskab*, Hørsholm.

Larsen, S. N., T. Vikstrøm, S. Andersen, K. Thinggaard, J. Vesterholt, K. Fog & J. Madsen, 1995:

Ferske enge – en beskyttet naturtype. Skov- og Naturstyrelsen, 184 pp.

Larsen, T.R. (ed), 1994:

Høstemark 1994. Aage W. Jensens Fonde.

Lawesson, J. E., 1999:

Quercus forests in the Nordic countries, a preliminary overview. – *Annali di Botanica* 57: 147-158.

Lawesson, J. E., G. de Blust, C. Grashof, L. Firbank, O. Honnay, M. Hermy, P. Hobitz, & L. M. Jensen, 1998:

Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. - *Forest Ecology and Management* 106: 235-245.

Lee, J.A., A. N. Parsons & R. Baxter, 1993:

Sphagnum species and polluted environments – past and future. –
Advances in Bryology 5: 297-313.

Leitgeb, E., 1994:

Reaktion der Bodenvegetation auf Düngung und Kalkung in einem
Fichtenbestand. – Centralblatt für das gesamte Forstwesen 111: 229-241.

Leyton, L., E. R. C. Reynolds & F. B. Thompson, 1967:

Rainfall interception in forest and moorland. – in: Sopper, W. E. & H. W.
Lull (eds.): Forest hydrology. Pergamon Press, Oxford, 813 pp.

Linder, P., 1986:

Kirjesålandet – en skogsbiologisk inventering av ett fjällnära urskogsom-
råde i Västerbottens län. Institutionen för Skoglig Ståndortslära, Sveriges
Lantbruksuniversitet.

Logofret, D. O. & G. A. Alexandrov, 1984:

Modelling of water cycle in a mesotrophic bog system. II. Dynamic mo-
del and ecological succession. – Ecological Modelling 21: 259-276.

Løjtnant, B. & E. Worsøe, 1990:

Om anvendelsen af begrebet ”naturskov” i Danmark. – Flora og Fauna
96 (1): 11-16.

Løjtnant, B. & E. Worsøe, 1997:

Foreløbig status over den danske flora. – Reports from the Botanical
Institute of Aarhus, No.2, 341 pp.

MacArthur, R. H. & J. W. MacArthur, 1961:

On bird species diversity. – Ecology 42: 594-598.

MacArthur, R. H. & E. O. Wilson, 1967:

The theory of island biogeography. Princeton University Press.

Martin, O., 1997:

Vedlevende smældere. – i: Møller, P.F.: Biologisk mangfoldighed i dansk
naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove.
Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Rapport 1997/41,
pp.128-135.

Maser, C., 1990:

On the naturalness of natural areas: a perspective for the future. –
Natural Areas Journal 10 (3): 129-133.

*Maser, C., R. F. Tarrant, J. M. Trappe, J. F. T. E. Franklin, T. A. Spies, S. P.
Cline, K. Cromack Jr., E. Hansen, J. R. Sedell, P. A. Bisson, F. J. Swanson,
S. V. Gregory, J. J. Gonor & P. A. Benner, 1988:*

From the forest to the sea: A story of fallen trees. – United States
Department of Agriculture Forest Service General Report PNW-GTR-
229, 153 pp.

Mayle, B., 1999:

Domestic Stock Grazing to Enhance Woodland Biodiversity. Forestry Commission. Information Note, September 1999. Edinburgh.

Menge, J. A. & L. F. Grand, 1978:

Effect of fertilization on production of epigeous basidiocarps by mycorrhizal fungi in loblolly pine plantations. – Canadian Journal of Botany 56: 2357-2362.

Meriluoto, M. & T. Soininen, 1998:

Värdefulla livsmiljöer i skogsnaturen. Skogsbrukets utvecklingscentral Tapio, Helsinki, 192 pp.

Mitscherlich, G., 1952:

Der Tanne-Fichten-(Buchen)-Plenterwald. – Schriftenreihe der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt Freiburg im Breisgau. Heft 8, 42 pp.

Mitscherlich, G., 1973:

Wald und Wind. – Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 144 (4): 76-81.

Mitscherlich, G., 1981:

Wald, Wachstum und Umwelt. Vol. 2. Waldklima und Wasserhaushalt. 2nd ed. Frankfurt am Main, 402 pp.

Mogensen, B. B., N. H. Spliid & A. Helweg, 1999:

Bekæmpelsesmidler – anvendelse og spredning i miljøet. – TEMA-rapport fra DMU 26/1999, 49 pp.

Morris, J. T., 1991:

Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. – Annual Review of Ecology and Systematics 2: 257-279.

Mulder, J., N. van Breemen & H. C. Eijck, 1989:

Depletion of soil aluminium by acid deposition and implications for acid neutralization. – Nature 337: 247-249.

Müller, H., 1967:

Standortsökologische Wasserhaushaltuntersuchungen an *Vaccinium myrtillus* L. – Archiv für Forstwesen 16: 587-590.

Müller, P. E., 1884:

Studier over skovjord, som bidrag til skovdyrkningens teori. II. Om muld og mor i egeskove og på heder. - Tidsskrift for Skovbrug 7: 1-232.

Mätkönen, E., S. Kellomäki & V. Aro-Heinilä, 1982:

Lannoituksen ja kastelun vaikutus männikön pintakasvillisuuteen. – Silva Fennica 16: 27-42.

Møller, P. F., 1997:

Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Rapport 1997/41, 209 pp.

Møller, P. F., 2000a:

Vandet i skoven – hvordan får vi vandet tilbage til skoven? Belysning af afvandingens baggrund, omfang og naturmæssige betydning – med henblik på mulighederne for at opnå mere naturlige vandstandsforhold i de danske skove. – Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2000/62, 60 pp.

Møller, P. F. 2000b.

Drift af egekrat. Folder, SNS.

Nielsen, B. O., 1994:

Insekter i skovbryn. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 79 (1): 59-68.

Nielsen, K. E., K. Dalsgaard & P. Nørnberg, 1987a:

Effects on soils of an oak invasion of a Calluna heath, Denmark. I. Morphology and chemistry. – Geoderma 41: 79-95.

Nielsen, K. E., K. Dalsgaard & P. Nørnberg, 1987b:

Effects on soils of an oak invasion of a Calluna heath, Denmark. II. Changes in organic matter and cellulose decomposition. – Geoderma 41: 97-106.

Nielsen, M. G. & E. Veggerby, 1991:

Løvskovbryn i Østjylland. Specialrapport. Botanisk Institut, Aarhus Universitet.

Nitare, J., 1991:

Projektplan Nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping, 14 pp.

Nitare, J., 2000:

Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. Skogsstyrelsen, 384 pp.

Nohrstedt, H.-Ö., 1994:

Fruitbody production and ¹³⁷Cs-activity of Cantharellus cibarius after nitrogen- and potassium-fertilization. – SkogForsk, Report No.2, 19 pp.

Norén, M., E. Sturesson, H. Ljungkvist & B. Wallin, 1999:

Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport. Meddelande 1-1999. Skogsstyrelsen, Jönköping, 35 pp.

Norse, E. A., K. L. Rosenbaum, D. S. Wilcove, B. A. Wilcox, W. H. Romme, D. W. Johnston & M. L. Stout, 1986:

Conserving biological diversity in our national forests. The Wilderness Society, Washington DC.

Nygaard, B., S. Mark, A. Baattrup-Pedersen, K. Dahl, R. Ejrnæs, J. Fredshavn, J. Hansen, J. Lawesson, BN. Münier, P. F. Møller, M. Risager, F. Rune, J. Skriver & M. Søndergaard, 1999:

Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling. Faglig rapport fra DMU nr. 285. Danmarks Miljøundersøgelser, 118 pp.

Odgaard, B., 1994:

Arealanvendelse og floradiversitet - i historisk perspektiv. - Carlsbergfondets Årsskrift 1994: 27-31.

Ohenoja, E., 1988:

Behaviour of mycorrhizal fungi in fertilized forests. – *Karstenia* 28: 27-30.

Ohenoja, E., 1989:

Forest fertilization and fruiting body production in fungi. – Proc. 4th Convegne Int. Mic. 1987, Borgo Taro. Atti Centro Studi Flora Mediterranea 7: 233-252.

Ohenoja, E., 1994:

The effect of fertilization on fungi. – Biological Research Report University of Jyväskylä 38: 140-155.

Ohlson, M., L. Söderström, G. Hörnberg, O. Zackrisson & J. Hermansson, 1997:

Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. – *Biological Conservation* 81: 221-231.

Olsen, C., 1938:

Undersøgelse over bundfloraen i danske egeskove og egekrat. - Botanisk Tidsskrift 44: 367-432.

Oppermann, A., 1896:

Forelæsninger over Skovbrugslære, Historie og Statistik. Håndskrevet kompendium, KVL.

Otto, H.-J., 1994:

Waldökologie. Stuttgart, 391 pp.

Paulsen, B. B., 2000a:

Referater af besigtigelse af grøfter på udvalgte dele af Naturskogsstrategiens urørte arealer. Udarbejdet i samarbejde med Institut for Økonomi, Skov og Landskab, KVL og Driftsplankontoret. Skov- og Naturstyrelsen, 34 pp.

Paulsen, B. B., 2000b:

Lukning af grøfter i urørt skov på Skov- og Naturstyrelsens arealer – opfølgning på Naturskogsstrategien. Udarbejdet i samarbejde med Institut for Økonomi, Skov og Landskab, KVL og Driftsplankontoret. Skov- og Naturstyrelsen, 29 pp. + bilag.

Pedersen, H. Æ. & B. Løjtnant, 1992:

Praktisk anvendelse af naturskogsindikatorer – vist med karplanter som et eksempel. – *Gejrfuglen* 28 (4): 132-147.

Pedersen, L. B., C. J. Christensen, E. Friis & A. Overgaard, 1996:

Optimal gødskning af juletræer: Kvælstofudvaskning under nordmannsgran. – *Skoven* 28 (5): 221-224.

Pedersen, L. B., T. Riis-Nielsen, H. P. Ravn, T. Dreyer, M. Krag, A. O. Nielsen, A. Matkowski & P. B. Sunde, 2000:
Alternativer til pesticidsprøjtning i skovkulturer. – Skoven 32 (8): 355-359.

Peterken, G. F., 1974:
A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. – Biological Conservation 6 (4): 239-245.

Peterken, G. F., 1994:
The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. – NNA-Berichte 3: 102-114.

Peterken, G. F., 1996:
Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press, 522 pp.

Peterken, G. F. & M. Game, 1984:
Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. – Journal of Ecology 72: 155-182.

Petersen, J. H., 1998:
Svamperiget. 2.udg. Gads Forlag, København, 344 pp.

Petersen, P. M., 1994:
Flora, vegetation, and soil in ancient and planted woodland, and scrub on Røsnæs, Denmark. – Nordic Journal of Botany 14: 693-709.

Petersen, P. M. & P. Westergaard, 1993:
Basisbog i vegetationsøkologi. Gads Forlag, København, 153 pp.

Pihl, S., R. Ejrnæs, E. Aude, K. E. Nielsen, L. Dahl & J. S. Laursen, 2000:
Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. – Faglig rapport fra DMU nr. 322, Danmarks Miljøundersøgelser, Rønde, 219 pp.

Pitcairn, C. E. R., D. Fowler & J. Grace, 1995:
Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. – Environmental Pollution 88: 193-205.

Putman, R. J., 1986:
Grazing in Temperate Ecosystems Large Herbivores and the Ecology of The New Forest. Croom Helm, London & Sydney.

Rald, E., 2000:
Stormfaldet og svampene. – Svampe 41: 1-6.

Ranvig, H., G. Allan & F. Theilby, 1996:
Fåregræsning i pyntegrøntkulturer. – PS Nåledrys 24/96: 22-23.

Ravn, H. P., 1996:

Muligheder for biologisk bekæmpelse af ædelgranlus som alternativ til pyrethroider. – Skov- og Landskabskonferencen 1996, Forskningscentret for Skov- & Landskab, s. 63-68.

Ravn, H. P. & B. R. Andersen, 1997:

Effekter på skovøkosystemer af reduceret pesticidanvendelse. – Intern rapport, Forskningscentret for Skov & Landskab, august 1997 42 pp. (udredningsopgave for Skov- og Naturstyrelsen).

Ravn, H. P. & M. Olesen, 1999:

Alternative bekæmpelsesmidler over for alm. ædelgranlus i nordmannsgran. – PS Nåledrys 29/99: 45-47.

Riis-Nielsen, T., L. B. Pedersen, H. P. Ravn & T. Dreyer, 2000:

Status forår 2000 med rids af den potentielle fremtid for projektet: Naturindhold og udvaskning i juletræ- og løvtrækulturer ved traditionel pesticidbehandling og alternative behandlingsstrategier. Rapport nr. 4. Intern rapport, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 16 pp.

Risager, M., 1997:

Effect of nitrogen deposition on Sphagnum dominated bogs. Ph.D. thesis. Department of Plant Ecology, Botanical Institute, University of Copenhagen. 79 pp. + 3 manuscripts.

Risager, M. & B. Aaby, 1996:

Højmoser 1995. Danmark. – Arbejdsrapport fra DMU, Naturovervågning nr. 15, Danmarks Miljøundersøgelser, 89 pp.

Risager, M. & B. Aaby, 1997:

Højmoser 1996. Danmark. – Arbejdsrapport fra DMU, Naturovervågning nr. 46, Danmarks Miljøundersøgelser, 95 pp.

Ritter, G. & H. Tölle, 1978:

Stickstoffdüngung in Kiefernbeständen und ihre Wirkung auf Mykorrhizabildung und Fruktifikation der Symbiosepilze. – Beiträge zur Forstwirtschaft 4: 162-166.

Rode, M. W., 1993:

Leaf nutrient accumulation and turnover at three stages of succession from heathland to forest. – Journal of Vegetation Science 4: 263-268.

Rodenkirchen, H., 1992:

Effects of acid precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of Southern Germany. – Water Air and Soil Pollution 61: 279-294.

Rose, F., 1976:

Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. – in: Brown, D. H., D. L. Hawksworth & R. H. Bailey (eds.): Lichenology: Progress and problems. Academic Press, London, pp. 279-307.

Rost-Siebert, K. & G. Jahn, 1988:

Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte – Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen?. – Forst und Holz 43: 75-81.

Roth, R. R., 1976:

Spatial heterogeneity and bird species diversity. – Ecology 57: 773-782.

Rubow, T., 1994:

Tyve år med Roundup i skovbruget. – PS Nåledrys 19/94: 59-63.

Rubow, T., 1998:

Nordmannsgran og ukrudt. – PS Nåledrys 27/98: 41-44.

Rune, F., 1996:

Om sjældenhed i mykologien. – Svampe 33: 1-6.

Rune, F., 1997a:

Decline of mires in four Danish state forests during the 19th and 20th century. – Forskningsserien nr. 21, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 93 pp.

Rune, F., 1997b:

Kantareller i dyrket skov – er de ved at blive sjældnere? – Videnblade Skovbrug nr. 8.7-5 og Park & Landskabsserien nr.12.0-3. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Rune, F., 1997c:

Naturkvalitet i dansk skovbrug. Statusrapport. 36 pp. – i: Dahl, C., J. P. Jensen, H. S. Larsen, J. Lawesson, S. Mark, B. Mogensen, B. Münier, P. F. Møller, F. Rune, J. Skriver, M. Søndergaard & P. Wind: Indikatorer for naturkvalitet. Midtvejsrapport. – Arbejdsrapport fra DMU nr.42, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Kalø.

Rune, F., 1998a:

Vidste du... – Svampe 37: 18.

Rune, F., 1998b:

Om kantarellernes tilbagegang i Europas skove. – Svampe 37: 8-12.

Rune, F., 1998c:

To-årig forsøgsordning for registrering af nøglebiotoper 1998-1999. Notat. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 65 pp.

Rune, F., 1999:

Naturkvalitet i dansk skovbrug. – Dansk Skovbrugs Tidsskrift 84 (2): 82-86.

Rune, F., 2000a:

Stormfald og biodiversitet. – Skoven 32 (1): 57-59.

Rune, F., 2000b:

Biodiversiteten i ny skov efter stormfald. – Skoven 32 (2): 97-99.

Rune F., 2000c:

Registrering af nøglebiotoper. Arbejdets tilrettelæggelse. – i: Skov- og Naturstyrelsen, Skovpolitisk kontor (red.): God og flersidig skovdrift. Tilskudsvejledning 1a. Tillæg om registrering af nøglebiotoper, 20 pp.

Rune, F., 2001a in prep.:

Franske Perigord-Trøfler (*Tuber melanosporum*) gennem 200 år. - Svampe 44.

Rune, F., 2001b in prep.:

Studies of the forest floor vegetation in a Danish beech forest. The influence of one generation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) P. Karsten) preceeding a 100 years old stand of beech (*Fagus sylvatica* L.) in an area with continuous deciduous forest cover since prehistoric times.

Rune, F., H. Jørgensen & J. O. Andersen, 1999:

Høslæt på gamle skovenge. – Skoven 31 (9): 406-409.

Rühling, Å. & G. Tyler, 1991:

Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest. – Ambio 20: 261-263.

Sabroe, A. S., 1942:

Blandskov. – Dansk Skovforenings Tidsskrift 27: 213-232.

Sabroe, A. S., 1959:

Plenterwaldartige Behandlung in gemischten Laubwäldern. – Forstarchiv 30 (7): 125-130.

Sabroe, A. S., 1967:

Overstandere og deres undergivne. – Dansk Skovforenings Tidsskrift 52 (1): 29-67.

Samuelsson, J., L. Gustafsson & T. Ingelög, 1994:

Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. – Swedish Environmental Protection Agency report series, Report 4306. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, 109 pp.

Samuelsson, J. & T. Ingelög, 1996:

Den levande döda veden, bevarende och nyskapande i naturen. ArtData-banken, Uppsala, 89 pp.

Sarauw, G., 1831:

Frederiksborg Amt (Bidrag til Kundskab om de danske Provindsers nærværende Tilstand i oekonomisk Henseende. Bd. 6). Det kgl. Landhus-holdningsselskab, Kjøbenhavn, 361 pp.

Schieck, J., M. Nietfeld & J. B. Stelfox, 1995:

Differences in bird species richness and abundance among three successional stages of aspen dominated boreal forests. – Canadian Journal of Zoologi 73: 1417-1431.

Schieck, J., K. Stuart-Smith & M. Norton, 2000:

Bird communities are affected by amount and dispersion of vegetation retained in mixedwood boreal forest harvest areas. – *Forest Ecology and Management* 126: 239-254.

Schütz, J.-P., 1992:

Die Waldbaulichen Formen und die Grenzen der Plenterung mit Laubbaumarten. – *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 143: 442-460.

Schütz, J.-P., 1994:

Geschichtlicher Hergang und aktuelle Bedeutung der Plenterung in Europa. – *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 165: 106-114.

Schütz, J.-P., 1997:

Sylviculture 2. La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 178 pp.

Schütz, J.-P., 1999:

Bedeutung der Buchenplenterwälder Thüringens im Kontext zeitgemäßer Waldbaukonzepte zur Förderung der Strukturvielfalt im Walde. Notat. Tagung der Thüringer Landesregierung "Naturwald in Europa – Modelle für den künftigen Nationalpark Hainich" Bad-Langensalza (Thüringen), 27. und 28. Oktober 1997. Version 25. August 1999.

Simmons, J. A., J. B. Yavitt & T. J. Fahey, 1996:

Watershed liming effects of the forest floor N cycle. – *Biogeochemistry* 32: 221-244.

Sjöbeck, M., 1964:

Skottskog och grasvål. – *Sveriges natur, årsbok*.

Skov, F., 1997:

Stand and neighbourhood parameters as determinants of plant species richness in a managed forest. *Journal of Vegetation Science* 8: 573-578.

Skov, F., 2000:

Distribution of plant functional attributes in a managed forest in relation to neighbourhood structure. – *Plant Ecology* 146 (2): 121-130.

Skov, F. & Lawesson, J., 2000 (in press):

Estimation of plant species richness from systematically placed plots in a managed forest ecosystem. – *Nordic Journal of Botany* 20.

Skov, F., J. P. Bertelsen, T. Q. Andersen, T. Asferg, H. Carstensen, M. Christensen, J. Komdeur, K. Dalsgaard, H. J. Granat, B. O. Nielsen & F. Rost, 1997:

Basismonitering af Kaløskovene 1993. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 45. Danmarks Miljøundersøgelser, 117 pp.

Skov- og Naturstyrelsen, 1990:

Skovloven. Lov nr. 383 af 7. juni 1989. Skov- og Naturstyrelsen, 435 pp.

Skov- og Naturstyrelsen, 1994a:

Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper.
Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 48 pp.

Skov- og Naturstyrelsen, 1995:

Biologisk mangfoldighed i Danmark - status og strategi. Miljø- og Energi-
ministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 200 pp.

Skov- og Naturstyrelsen, 1996:

Pesticidstrategi for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer m.m. – Miljø-
og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Skovpolitisk kontor, 9 pp.
+ 5 pp. bilag

Skov- og Naturstyrelsen, 1998a:

Gødskningsstrategi for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer m.m. – Miljø-
og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Skovpolitisk kontor, 21 pp.

Skov- og Naturstyrelsen, 1998b:

En status over tilskud til skov i perioden 1989-1997. Skov og
Naturstyrelsen, 14 pp.

Skov- og Naturstyrelsen, 2001:

Den biologiske mangfoldighed i skove – status for indsats og initiativer.
Skov- og Naturstyrelsen.

Soulé, M. E., 1985:

What is conservation biology? - Bioscience 35: 727-734.

Southwood, T. R. E., 1961:

The number of species of insects associated with various trees. – The
Journal of Animal Ecology 30: 1-8.

Staun, H. & O. L. Klitgaard, 2000:

Stævningsskove på Fyn og Langeland – oversigt og status. – Dansk Skov-
brugs Tidsskrift 85 (2): 53-104.

Sterler, U., 1993:

Metodutveckling och försöksinventering för inventering av
nyckelbiotoper. En sammanfattning av försöksverksamheten 1990/92.
Skogsstyrelsen, Jönköping, 22 pp.

Stoltze, M. & S. Pihl (red.), 1998:

Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energi-
ministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen,
222 pp.

Strandberg, B., K. Tybirk & S. M. Kristiansen, 2000:

Land use and conservation of dynamic oak-shrub forest succession in
Denmark. - in: Kristiansen, S.M.: Ph.d. thesis, Geologisk Institut, Århus
Universitet.

Strandgaard, H., 1992:

Pattedyr – skovens regulatorer med rådyr som eksempel. – i: Sørensen, P. & K. Thomsen (red.): Danmarks naturskove. Rapport fra Symposium på Aarhus Universitet d. 28. marts 1992. Regnskovgruppen Nepenthes, Aarhus, pp. 20-24.

Sullivan, T. P., R. A. Lautenschlager & R. G. Wagner, 1996:

Influence of glyphosate on vegetation dynamics in different successional stages of subboreal spruce forest. Role of forest and rangeland vegetation management in conservation biology. Proceedings of a WSSA Symposium, Seattle, Washington, 1. Feb. 1995. – Weed Technology 10: 439-446.

Suurballe, A., 1995:

Biologisk bekæmpelse af skadedyr – et alternativ?. – PS Nåledrys 22/95: 49-53.

Søchting, U. & S. Christensen, 1989:

Overvågning af laver i danske naturskove 1988. Skov- og Naturstyrelsen, 80 pp.

Sønderjyllands Amt, 1989:

Stævningskove på Als.

Sørensen, M. M. & K. Tybirk, 2000:

Vegetation analysis along a successional gradient from heath to oak forest. – Nordic Journal of Botany 20 (5) (in press).

Takacs, D., 1996:

The idea of biodiversity. Philosophies of paradise. The John Hopkins University Press, London & Baltimore, 393 pp.

Tenhola, T. & K. Yrjönen, 1999:

Viktige livsmiljøer i skogsnaturen. Kartläggning i de privata skogarna. Mellanrapport. Jord- och skogsbruksministeriet, Skogsbrukets Utvecklingscentral Tapio, Helsinki, 40 pp.

Termorshuizen, A., A. P. Schaffers, P. C. Ket & E. A. ter Stege, 1988:

The significance of nitrogen pollution on the mycorrhizas of *Pinus sylvestris*. – i: Jansen, A. E., J. Dighton & A. H. M. Bresser (eds.): Ectomycorrhiza and Acid Rain, Bilthoven, pp. 133-139.

Theilby, F., 1996:

Renholdelse af pyntegrøntkulturer ved fåregræsning. – Pyntegrøntserien Nr.1, Forskningscentret for Skov & Landskab, 35 pp.

Thimonier, A., J. L. Duouey & J. Timbal, 1992:

Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. – Forest Ecology and management 55: 149-167.

- Thompson, K., J. P. Bakker & R. M. Bekker, 1997:*
Soil seed banks of north-west Europe: Methodology; density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thomsen, K., 2000:*
Dansk skovnatur. Vildsomme skovlandskaber i fremtidens Danmark – perspektiver og muligheder. Udarbejdet for WWF Verdensnaturfonden. Nepenthes Forlag, Århus, 100 pp.
- Thorning, J., 1985:*
Skovenes vådområder i fortiden, nutiden og fremtiden. Kandidatspeciale, Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Hillerød.
- Thorning-Lund, F. & E. Worsøe, 1992:*
Nogle hovedtræk i Høstemark Skovs vegetation. - Flora og Fauna 98, okt.1992: 9-11.
- Torp, E., 1987:*
Ændringer i den danske svirrefluefauna i relation til biotopændringer siden 1950 (Diptera: Syrphidae). – Entomologiske Meddelelser 55 (2/3): 91-95.
- Torp, E., 1994:*
Danmarks Svirrefluer (Diptera: Syrphidae). Danmarks Dyreliv Bd. 6. Apollo Books, 490 pp.
- Torstensson, L., 1979:*
Bekämpningsmedelens inverkan på markens organismer. 2. Mikroorganismer. Naturvårdsverket, Rapport 1208, 152 pp.
- Torsvik, V., R. Sørheim & J. Goksøyr, 1996:*
Total bacteria diversity in soil and sediment communities. A review. – Journal of Industrial Microbiology 17: 170-178.
- Trepp, W., 1974:*
Der Plenterwald. – HESPA Mitteilungen (Luzern) 24 (66): 1-65.
- Tubbs, C., 1986:*
The New Forest. W. Collins & Sons, London.
- Tybirk, K. & B. Strandberg, 1997:*
Egekrat og egeskov – hvordan bevarer man et dynamisk økosystem?. - Skoven 39 (2): 80-83.
- Tybirk, K. & B. Strandberg, 1999:*
Oak forest development as a result of historical land-use patterns and present nitrogen deposition. - Forest Ecology and Management 114: 97-106.
- Tyler, G., 1987:*
Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forest. – Flora 179: 165-170.

Ulrich, B., 1980:

Stoffhaushalt von Wald-Ökosystemen. Eine Arbeitsanleitung. Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Göttingen.

Ulrich, B., 1987:

Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. – in: Schultze, E.-D. & H. Zwölfer (eds.): Potentials and limitations of Ecosystem Analysis. Ecological Studies. Vol. 61. Springer Verlag, Berlin, pp. 11-49.

van Breemen, N., J. Mulder & C. T. Driscoll, 1983:

Acidification and alkalization of soils. – Plant and Soil 75: 283-308.

van Dobben, H. F., 1993:

Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity. Thesis. Rijksuniversiteit te Utrecht, 214 pp.

van Dobben, H. F., C. J. F. ter Braak & G. M. Dirkse, 1999:

Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. – Forest Ecology and Management 114 (1): 83-95.

Vaupell, C., 1863:

De danske skove. Genoptryk. Skippershoved Forlag 1986.

Vera, F. W. M., 1998:

Ohne Pferd und Rind wird die Eiche nicht überleben. – i: Gerken & Görner (eds): Proceedings Europäische Landschaftsentwicklung mit grossen Weidetieren. April 1998, Band 3, Höxter/Jena, pp. 404-424.

Vera, F. W. M., 2000:

Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing. CAB International, Egham.

Vesterholt, J. & H. Knudsen, 1990:

Truede storsvampe i Danmark – en rødliste. Foreningen til Svampeskabens Fremme i samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen, 64 pp.

Vesterholt, J., W. A. H. Asman & M. Christensen, 2000:

Kvælstofnedfald og tilbagegang for svampe på mager bund. – Svampe 42: 53-60.

Wallenda, T. & I. Kottke, 1998:

Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. – New Phytologist 139: 169-187.

Wallander, H., 1992:

Regulation of ectomycorrhizal symbiosis in *Pinus sylvestris* L. seedlings. Doktorsavhandling. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Weismann, C., 1900:

Skove og Skovbrug paa Fyn i det nittende Aarhundrede. Odense.

Wiinstedt, K., 1925:

Charlottenlund Skov. En botanisk-historisk Studie. – Botanisk Tidsskrift 38 (5): 340-363.

Willumsen, R., 1990:

Skovbryn. Hovedopgave på Skovteknikeruddannelsen. Skovskolen, Nødebo, 62 pp.

Wind, P., 1998:

Båstlund krat – egekrat eller egeskov?. – Urt 22 (4): 104-111.

Wind, P. & J. E. Lawesson, 2000:

Løvklitter i Danmark. – Naturens Verden 83 (1): 12-23.

Wolthers, P., 1956:

Pollenanalytic studies of the profundal dygyttja in Gribso. - Folia Limnologica Scandinavica 8: 25-32.

Worsøe, E., 1979:

Stævningsskovene. Danmarks Naturfredningsforenings Forlag, København, 117 pp.

Worsøe, E., 1980: J

yske egekrat. oprindelse, anvendelse og bevaring. - Flora og Fauna 86: 51-63.

Worsøe, E., 1986:

Høenge og engdrift i Danmark før udskiftningen. – Flora og Fauna 92 (2): 35-48.

Worsøe, E., 1988:

Naturlige skove i Danmark. – Flora og Fauna 96 (2-3): 53-64.

Wulf, M., 1997:

Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. – Journal of Vegetation Science 8: 635-642.

Østergaard, K., H. M. Hedegaard, J. S. Jacobsen, T. Rubow, I. H. Christensen, T. Dybkjær & F. Nielsen, 1999:

Rapport vedrørende scenarier for udfasning af pesticidanvendelsen inden for det private skovbrug. – Rapport udarbejdet til Folketingets udvalgsarbejde, Underudvalget vedr. Jordbrugsdyrkning, 27 sider + bilag.

Aaby, B., 1983:

Forest development, soil genesis and human activity illustrated by pollen and hypha analysis of two neighbouring podzols in Draved Skov, Denmark. – Danmarks Geologiske Undersøgelse, II. Rk. 114.

Aaby, B., 1994:

Monitoring Danish raised bogs. – i: Grünig, A. (ed.): Mires and man. – Mire conservation in a densely populated country – the Swiss experience. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, pp. 284-300.

Aaby, B. & J. Baagøe, 1991:

Naturfredningsrådets skovstrategi. – Skoven 23 (3): 104-106.

Aaby, B. & H. Enghoff, 1988:

Det gamle træ – en sjælden biotop. – Skoven 20 (4): 150-151.

Aaris-Sørensen, K., 1988:

Danmarks forhistoriske dyreverden, fra istid til vikingetid. Gyldendal, 251 pp.

Stikordsregister

Arter og lokaliteter er ikke inkluderet i stikordsregistret

afvanding	60-62, 64-65
alder (skovbundsurters)	71
aldersfordeling	39-40
aldersmæssig variation	39-40
AMPA (aminomethylfosfonat)	47
artsblandinger	36
artsdiversitet (generelt)	18-20
atmosfærisk deposition	54-59, 95
autenticitet	20-21, 96
besåningshugster	38
bevoksningspleje	38-40
biologisk bekæmpelse	49-50
biologisk integritet	95
blandingsskov	36
bredgødskning	52-53
browsere	85-86
bæredygtighed	17
bøgerøller	74, 99
bønderskovene	74
cellulosenedbrydning	41
dagsommerfugle	77, 87
definition af biodiversitet	18
deposition af kvælstof og svovl	54-58, 95
dimethoat	49
drikkevandsforurening	47, 52-55
drængrøfter	61-62
dræning	60-62, 64-65
dyrehaver	82-83, 86
dyrkningsgrundlaget	47
dyrkningssystem	32-35
dækmaterialer (mod ukrudt)	50
dødt ved	39-40, 71, 102-104
egekrat	80, 89-98
ekstrem-fattigkær	64-65
ekto-mykorrhiza	40-41, 43-44, 56-58
ellesumpe (stævning af)	73-75, 78
endofytter	41
enemærkeskove	82
epifyter og fugtmangel	64
epifytiske laver og svovl	55
epifytiske mosser og lys	38
etik	13-17
evapotranspiration	63

farvegødskning	52
fladedrift	33
flis fra stævningssskove	75, 78
forberedelseshugst	38
foryngelse	68-70, 85-86
fosfatgødskning	55-56
fourageringsgrundlaget	56
fræsning	48
frøbanker i skovjord	71
fugle	43-44, 68, 71, 77
fåregræsning af juletræskultur	50
fødekædeproblemer	42-43
følge-biodiversitet	36-37
Gardoprim	47
glutamindannelse	57
glyphosat	47-48, 50-51
grundvand	38, 47, 52-55, 60-65
gruppering af biodiversitet	19
gruppevis foryngelse	34-35
græsning	50, 74, 80-88, 95, 97
grøftelukninger	62
grøftning	61-62
gødskning	52-59
gåsegræsning af juletræskultur	50
hatsvampe	40-41, 43-44, 56-58, 71
hedeskovbrug	56, 70
hegnsskove	82
herbicerider	47-48, 50
historisk udvikling	22-23, 27-29
hjemhørighed	20, 29-30, 36-37
hugst	38-40
husdyrgræsning i skoven	80-88
hydrologi	38-39, 60-61, 63-65
højskovsdrift (definition)	33
høslæt	65
indelukker	82
indikatorer	18, 54-55, 71
indvandring af arter	27-30, 39-40, 50, 55, 85-86
invasion af træer på moser	55, 64-65
insekter	42-44, 48-49, 71, 86-87, 103
insekticider	45-46, 48-49
insektpatogene svampe	49
interception	38, 60, 63
jordbearbejdning	47, 67, 69
juletræer	45-53, 56
kalkning	56-58
kampesten	76
klippegrønt	49, 52, 56
kompensationsgødskning	52
kontinuitet	20, 68-72, 76-77, 83-86, 89-98, 100-102

kratskove	73-79
kronefordampning	38, 60, 63
kvælstofdeposition (fra luften)	54-55, 57-58, 95
kvælstoffikserende afgrøder	54
kvælstofgødsning	52-59
landskabssammenhæng	20, 22-23
lavskovsdrift	32, 73-74
lokal artsdiversitet	20, 26-27
lys	38-39, 83-87
lysninger (naturlige)	102
lysningshugster	38
mellemskovsdrift	32-33
metapopulationer	71
mikroorganismer	41, 47, 56
mosaik i bevoksninger	24-25, 68
mykorrhiza	40-41, 43-44, 56-58
naturens egenværdi	15
naturforyngelse	68-69, 85-86
naturlig genopretning	65, 78-79
naturlig hjemhørighed	20, 29-30, 36-37
naturlig/kunstig biodiversitet	16
naturlighed	20
naturpleje	65, 78-79, 87-88, 97-98
naturskov/kulturskov	31-32, 71
Naturskovsstrategiens plukhugst	67-68
natursyn	14-15
nedbrydere	41-42
nedbrydning af herbicider	47
NPK-gødsning	52-53
næringsoptagelse i træer	56-58
næringsstoffer	47, 52-59
nøglebiotoper	99-104
nøgleelementer	99, 102-104
oldensvin	81-82
ophørt pesticidanvendelse	50
oprindelighe	21, 96
ordnede skovbrug	32
ordnet plukhugst	66-68
organisk gødning	54
overdrevsskove	81-83
parathion	48
pesticider	45-51
plukhugst	66-72, 97
punktgødsning	52-53
pyntegrønt	43-53, 56
pyrethroider	49
randforyngelse	34
regional artsdiversitet	20, 22-23
registrering af nøglebiotoper	99-104
renafdrift	33, 55

reolpløjning	47-48
reproducerende skovbrug	32
resistensegenskaber	49
rodhalsmidler	44
Round-Up	47-48, 50-51
rødlistede arter	16, 29-30, 100-101
rådsvampe	41-44, 71, 102-104
samliv mellem træer og svampe	40-41, 43-44, 56-58
selvforyngelse	68-71
signalarter	99-100
skovbryn	54, 86, 101-102
skovdyrkning	32-35
skovdød	57
skovgræsning	50, 74, 80-88, 95, 97
skovklimaets beskyttelse	69-69, 101-102
skovrejsning (sprøjtning)	48
skovveje og -stier	102
skygge	38-39, 83-87
skyggetræarter	38-39
skærmforyngelse	34, 69
slam	54
specificitet for pesticider	45
spredning	27-30, 39-40, 50, 55, 85-86
status over biodiversiteten	29-30
stofomsætning	41
stormfald	39
struktur i bevoksninger	25, 66-72
stubhaver	73-79
stævning	73-79
stævningssskov	73-79
svinegræsning af juletræskultur	49-50
svovldeposition (fra luften)	54-57
symbiose (mykorrhiza)	40-41, 43-44, 56-58
terbuthylazin (Gardoprim)	47
transpiration	61
træarters ydeevne i økosystem	43-44
træartsblandinger	36
træartsvalg	36-44, 63
trænedbrydende poresvampe	41, 43-44, 102-104
udfasning af pesticider	45, 50
udtørring af vådområder	38-39, 60-65
udvaskning af nitrat	47, 52-55
ukrudtsbekæmpelse	47-48, 50-51
vand	38-39, 60-65
vandbalance	38-39, 60-61, 63-65
vandstand	60-65
varmebehandling af jord	49
vedvarighed	20, 68-72, 76-77, 83-86, 89-98, 100-102
viklerangreb (bekæmpelse)	49
vildhed	20, 96

vildtafværningsmidler	45
vildtagre	54, 56
vitalitetsgødskning	52
vildtgræsning	80-88
værdimæssige uenigheder	16-17
vådområder	54-55, 60-65, 101
øbiogeografi	103-104
ægthed	20-21, 96